ONB
Observatoire National de la Biodiversité

EVALUATION SCIENTIFIQUE DE 55 INDICATEURS DE LA STRATEGIE NATIONALE POUR LA BIODIVERSITÉ

Évaluation 2015-2016

FRB
FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ

EXPERTS EVALUATEURS

Mehdi **Adjeroud** ; Eve **Afonso** ; Moana **Badie** ; Luc **Barbaro** ; Julien **Calas** ; Damien **Chevallier** ; Joanne **Clavel** ; Franck **Courchamp** ; Pierre-André **Crochet** ; Christophe **Cudennec** ; Vincent **Devictor** ; Benoît **Dodelin** ; Bernard **Etlicher** ; Philippe **Feldmann**; Jocelyn **Fonderflick** ; Jean-Claude **Gaertner** ; Antoine **Gardarin** ; Cédric **Gaucherel** ; Laurent **Godet** ; Jean-Jacques **Godon** ; Sandrine **Grouard** ; Matthieu **Guillemain**; Nina **Hautekeete** ; Bernard **Kaufmann** ; François **Le Loc'h** ; Marie **Le Roux** ; Marine **Legrand** ; Mario **Lepage** ; Sandra **Luque** ; Eric **Maire** ; Camille **Mellin** ; Audrey **Michaud**; Jean **Olivier** ; Yoan **Paillet** ; Miguel **Pedrono** ; Patricia **Pellegrini** ; Dominique **Pelletier** ; Christophe **Piscart** ; Dominique **Ponton** ; Agnès **Richaume-Jolion** ; Emma **Rochelle-Newall** ; Yan **Ropert-Coudert**, Frédéric **Rousseaux** ; Jean-Philippe **Terreaux**; Joan **Van Baaren** ; Sylvie **Vanpeene** ; Laurent **Wantiez** ; Isabelle **Witté** ; Pierre **Zagatti**.

Deux autres experts évaluateurs ont également contribué à l'évaluation, ils ont souhaité rester anonymes.

COORDINATION DE L'ÉTUDE

Directeur de publication : Pierre-Edouard Guillain

Sélection et relations avec les experts : Barbara Livoreil & Sarah Aubertie

Rédaction des synthèses et organisation du processus de validation : Sarah Aubertie

Relecture des synthèses : Barbara Livoreil

Rapport de mission : Sarah Aubertie & Barbara Livoreil

Maquettage et édition : Mathilde Letard, Sophie Le Ray, Julie De Bouville

FINANCEMENT

Ce travail a été financé par le Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer (MEEM).

Citation :

Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages.

TABLE DES MATIÈRES

PRÉSENTATION DE L'ÉTUDE **5**

Contexte 5

Objectifs 5

Les engagements de la FRB 6

CONDUITE DU PROJET **7**

Mobilisation et sélection des experts évaluateurs 7

Principes du travail des experts évaluateurs et de la coordination FRB 7

Nouvelle grille d'évaluation 8

Captures d'écran 8

Ressources utiles 8

RÉSULTATS : SYNTHESES ET RETOURS D'EXPERIENCE **9**

L'évaluation 2015-2016 en chiffres 9

Synthèses narratives 9

INDICATEURS EVALUES **10**

Tableau de concordance entre la numérotation SNB et la numérotation FRB 10

Aide publique au développement à l'international liée à la biodiversité 12

Aires marines protégées pourvues d'un document de gestion 19

Artificialisation du territoire métropolitain 25

Complétude du réseau d'aires protégées pour les espèces à enjeux 31

Déplacement des espèces lié au changement climatique 37

Diversité structurelle des fôrets métropolitaines 44

Effort de conservation des secteurs de nature remarquable 54

Effort financier national pour la biodiversité 60

Espaces protégés recensés dans l'inventaire de la nature remarquable 63

Espèces menacées concernées par un plan national d'action 67

État de conservation des habitats naturels 73

État des habitats les plus caractéristiques de la France au niveau européen 80

Évolution de la biodiversité bactérienne des sols 86

Évolution de la densité microbienne des sols en métropole 90

Évolution de la participation aux actions d'éducation sensible et citoyenne à la biodiversité 94

Évolution de la pollution des cours d'eau 99

Évolution de l'état des récifs coralliens 105

Évolution de l'état des zones humides 113

Évolution de l'implication des citoyens dans les sciences participatives liées à la biodiversité 119

Évolution des populations de chauve-souris 125

Évolution des populations d'oiseaux communs spécialistes 130

Évolution des surfaces de grands espaces toujours en herbe 136
Evolution du nombre de traces de ponte de tortues marines en outre-mer 143
Evolution du volume de données disponibles sur la biodiversité 150
Évolution en métropole des volumes de bois mort particulièrement favorables à la biodiversité liée aux stades vieillissants des arbres 155
Fragmentation des cours d'eau 162
Fragmentation des milieux naturels 167
Haies, bois et landes dans les territoires agricoles 175
Importance accordée par les Français aux problèmes de biodiversité 178
Niveau de connaissance de la répartition des espèces marines 182
Niveau de diversité des régimes alimentaires des oiseaux 186
Niveau de méconnaissance du degré de menace des espèces 191
Niveau de prospection naturaliste dans les sites remarquables 195
Niveau d'exhaustivité de la liste des espèces connues en outre-mer 199
Nombre d'espèces en outre-mer parmi les plus envahissantes au monde 207
Nombre d'espèces endémiques en France 213
Part des espaces naturels français à l'échelle européenne 219
Part du territoire métropolitain occupé par les écosystèmes peu anthropisés 223
Proportion de mangroves sous pression anthropique 231
Proportion d'espèces métropolitaines éteintes ou menacées dans les listes rouges 236
Proportion d'espèces ultramarines éteintes ou menacées dans les listes rouges 244
Qualité écologique des eaux de surface 250
Responsabilité de la France métropolitaine pour les espèces menacées au niveau européen 256
Responsabilité internationale de la France métropolitaine pour les espèces les plus originales 261
Surfaces d'habitats naturels en bon état 267
Surfaces en aires protégées terrestres en métropole 274
Surfaces en aires protégées terrestres en outre-mer 281
Territoire couvert par un schéma d'aménagement du territoire incluant les enjeux biodiversité 287

TABLEAU RECAPITULATIF - PRINCIPAUX COMMENTAIRES 292

CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS 294
Utilisation de la nouvelle grille d'évaluation 294
Évaluations et synthèses narratives 294
Recommandations pour les pouvoirs publics 294

ANNEXES 296
Liste des acronymes & liens utiles 296
Glossaire 296

PRÉSENTATION DE L'ÉTUDE

La mission d'évaluation scientifique des indicateurs de l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) menée par la FRB a débuté en 2012 et se poursuit depuis de manière itérative et interactive. Elle suit un processus de gestion adaptative qui permet de s'interroger sur les manières de procéder après chaque saison d'évaluation afin de perfectionner le système. Une méthodologie stabilisée semble se mettre en place cette année 2016-2017. Elle reflète notamment le fait que les connaissances mises à disposition par l'ONB sur ses indicateurs ont beaucoup évolué et se sont étoffées, permettant d'aller plus loin en termes d'objectifs et de poursuivre de nouvelles ambitions.

La participation des évaluateurs et leur diversité ont fortement augmenté cette année : 14 experts ont accepté de renouveler leur participation en 2015-2016 et 37 nouveaux experts ont rejoint le processus d'évaluation.

Ce rapport de mission s'inscrit dans la continuité des rapports de 2012-2013 et 2014, dont nous ne reprendrons pas ici tous les éléments mais y référerons. L'ensemble des documents relatif à la mission d'évaluation scientifique des indicateurs est rassemblé dans une page dédiée sur le site internet de la FRB :

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

CONTEXTE

L'ONB « *a pour vocation de produire et diffuser des indicateurs permettant de suivre l'état et les évolutions de la biodiversité et de ses liens avec la société. Il est notamment responsable du suivi des effets sur la biodiversité de la Stratégie nationale pour la biodiversité (SNB). Il constitue un outil facilitant le travail de tous les acteurs concernés par la question des indicateurs de biodiversité, entre science et société* ».

Jusqu'en 2012, il n'existait pas de structure permettant de regrouper, valoriser et mettre à disposition de tous les utilisateurs potentiels les différents indicateurs produits par l'ONB, certaines institutions, des ONG ou encore des équipes de recherche. L'ONB propose aujourd'hui trois jeux d'indicateurs : « SNB – Synthèse » (présentant 61 indicateurs actuellement), « SNB – Spécificités outre-mer » et « SNB – Nature », ainsi que des jeux d'indicateurs thématiques qui sont regroupés depuis 2012 dans la base de données i-BD[2] (Indicateurs de BioDiversité en Base de Données).

Cette base de données est « *évolutive, prend en compte les fonctions d'acquisition, d'analyse et de diffusion libre des indicateurs de la biodiversité existants. Elle est publique, libre et gratuite et doit également aider au choix d'indicateurs et au développement de nouveaux indicateurs* ».

OBJECTIFS

De nouveaux indicateurs sont régulièrement produits sans avoir toujours bénéficié des Des indicateurs sont régulièrement produits et mis à disposition via le site internet de l'ONB. Il est dès lors très important que les informations fournies aux utilisateurs ne prêtent pas à confusion et que les risques de mauvaise interprétation ou de mauvais usage des indicateurs soient limités. Il faut à la fois des indicateurs compréhensibles, traitant les vrais « enjeux de la biodiversité » (par exemple la nécessité de stopper son érosion afin d'en maintenir les composantes et les fonctions qui sous-tendent les services que la nature rend à l'humanité) et de les rendre accessibles pour différents publics.

L'ONB a souhaité bénéficier d'un regard extérieur sur les indicateurs présentés dans i-BD[2] et a sollicité la FRB pour que soient examinés **leur pertinence scientifique, leur comportement au regard des caractéristiques des jeux de données et les biais pouvant apparaître dans leur construction ou leur calcul**. Une première évaluation scientifique d'un jeu de 27 indicateurs de synthèse a été réalisée en 2012-2013. Le processus d'évaluation (grille d'évaluation) a été révisé en 2014 et l'exercice d'évaluation renouvelé en 2015-2016 pour une série de 55 indicateurs, dont 26 avaient déjà été évalués en 2012-2013.

1 Voir le site de l'ONB NatureFrance : http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/.

2 Voir la base de données i-BD2 sur : http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/tous.

LES ENGAGEMENTS DE LA FRB

Comme pour la précédente évaluation, la qualité de l'évaluation scientifique menée sous la coordination de la FRB est assurée par la mise en œuvre de différents moyens et méthodes :

- Une **approche méthodologique standardisée** : une grille d'évaluation, issue d'un travail scientifique collaboratif, sert de standard aux évaluateurs pour guider leur réflexion et leurs commentaires.
- La garantie d'une **expertise indépendante** : les évaluations sont réalisées par plusieurs experts pour chaque indicateur. Ceux-ci travaillent de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique. Ils réalisent leur travail de manière indépendante, sans concertation, et dans l'anonymat jusqu'à la finalisation de leur rapport. Si des points de vue divergents font jour, l'avis d'un expert supplémentaire peut être demandé, ou bien une concertation est organisée pour trouver un consensus ou rapporter tels quels les éléments de controverse.
- La **transparence des processus** : les évaluations seront archivées et pourront être complétées ou mises à jour au fur et à mesure de l'apport de nouvelles connaissances ou du souhait d'un expert de contribuer à une réévaluation, ce qui est facilité par la grille d'évaluation standardisée.
- La **clarté des arguments et de la provenance des informations** : la grille d'évaluation demande aux experts d'appuyer leur analyse sur des publications scientifiques ou d'autres références, tout en leur permettant d'exprimer un avis personnel.
- Un **langage accessible** : les experts sont encouragés à rendre leur analyse dans un langage simple, clair et comportant le minimum d'expressions techniques afin de faciliter la compréhension des synthèses par un large public.

CONDUITE DU PROJET

MOBILISATION ET SELECTION DES EXPERTS EVALUATEURS

Les « experts évaluateurs » sont les scientifiques qui ont réalisé les évaluations des indicateurs en remplissant la grille d'évaluation.

Un premier appel à contribution a été fait par mail en juin 2015 en direction d'une première sélection d'experts, identifiés sur la base de leur expertise scientifique et de leurs connaissances des indicateurs. Il a permis de collecter un certain nombre de réponses positives et de lancer les premières évaluations. L'ensemble des experts évaluateurs ayant contribué à l'exercice précédent a été invité à contribuer à la nouvelle série d'évaluation. Afin de mobiliser suffisamment d'experts pour que chacun des 55 indicateurs soit évalué par au moins 2 experts, il a néanmoins fallu un second appel à contribution en novembre ainsi que des prises de contact directes et ciblées jusqu'à la fin de la mission. L'identification des experts s'est notamment faite au travers de l'Annuaire de la recherche sur la biodiversité de la FRB, avec des mots-clés relatifs aux indicateurs. Certains experts évaluateurs ont parfois été recommandés par des chercheurs étant dans l'obligation de décliner la proposition.

Malgré cela, 7 des 55 indicateurs n'ont pas reçu le nombre minimal d'évaluations et n'ont dès lors pas pu faire l'objet d'une synthèse narrative. Le travail présenté ici porte donc sur 48 indicateurs.

Le travail d'accompagnement, voire de remplacement de certains experts du fait de désistements, s'est poursuivi jusqu'en juillet 2016.

PRINCIPES DU TRAVAIL DES EXPERTS ÉVALUATEURS ET DE LA COORDINATION FRB

Afin de préserver l'indépendance de l'évaluation scientifique, la FRB a suivi les mêmes principes que pour les précédentes évaluations, en particulier :

- Les experts travaillent de manière anonyme, les uns par rapport aux autres mais aussi vis-à-vis de l'ONB. La FRB joue un rôle de coordination et d'interface. A la fin du travail, il est demandé aux experts s'ils acceptent que leurs noms soient divulgués afin de dresser la liste des contributeurs à ce programme. Cette liste se trouve au début de ce rapport.
- Chaque indicateur est évalué par au moins 2 experts qui travaillent sans échanger et rapportent directement à la FRB qui se charge de rédiger la synthèse narrative de leurs évaluations.
- Une synthèse des évaluations est rédigée pour chaque indicateur. Cette synthèse narrative est envoyée aux experts pour qu'ils la valident et qu'ils s'assurent que leurs opinions apparaissent correctement.

L'évaluation d'un indicateur par 2 ou 3 experts ne garantit pas que celle-ci soit complète et sans biais. Cela permet néanmoins de poser des fondations claires, standardisées et transparentes, qui peuvent être complétées par la suite. En effet, les grilles d'évaluation complétées (et maintenues anonymes) sont mises à disposition des évaluateurs qui examinent à nouveau l'indicateur (cela a été le cas ici avec certains indicateurs déjà évalués en 2012-13). Ils peuvent dès lors réagir sur la prise en compte ou non des commentaires précédents lors de la mise à jour des indicateurs par l'ONB, et peuvent éventuellement réaffirmer certaines observations. Ainsi se construit progressivement, avec des moyens limités et une forte implication des experts, un argumentaire transparent et une évaluation synthétique, consensuelle ou multiple si elle reflète des divergences de points de vue. En cas de divergence ou de controverse, les évaluateurs sont appelés à apporter des précisions, pour déterminer par exemple si cela relève d'une simple différence de formulation. Si la différence d'opinion est plus ancrée, les experts sont alors invités à développer leurs arguments.

NOUVELLE GRILLE D'EVALUATION

L'emploi d'une grille d'évaluation a été présenté dans le rapport 2012-13. La grille initiale a été modifiée en 2014 (voir rapport de mission) afin de prendre en compte à la fois l'évolution de la base de données i-BD², la quantité et la nature des informations présentées sur le site internet de l'ONB et la structuration de ces informations.

La nouvelle grille a été utilisée pour la première fois lors de l'évaluation 2015-2016. Elle semble satisfaire les évaluateurs. Structurée « en miroir » par rapport au site internet, son usage en est grandement facilité. L'abondance des informations aujourd'hui présentes pour la plupart des indicateurs permet de collecter bien plus de commentaires et rendre l'évaluation plus constructive et plus fine que pour la précédente évaluation.

La procédure suivie pour la collecte et la synthèse des évaluations a été strictement la même que celle qui a été exposée dans le rapport de mission 2012-13.

CAPTURES D'ECRAN

Les captures d'écran correspondent au contenu des indicateurs effectivement évalués par cette étude. Elles ont été faites en juillet 2015. La comparaison de ces captures d'écran avec la présentation actuelle des indicateurs permet d'évaluer les modifications induites, entre autres, par nos analyses, sur le site de l'ONB et la base i-BD² sous-jacente.

Ces captures d'écrans, ainsi que le contenu des évaluations, nous ont permis de constater que la mise à jour du site de l'ONB était continue et se faisait en parallèle du travail d'évaluation. Aussi, certains commentaires ou propositions faites par les experts sont devenus sans objet (par exemple, fusion sur le site de l'ONB de deux indicateurs en cours d'évaluation). Les commentaires ont néanmoins été intégrés dans les synthèses narratives.

Les captures d'écran sont disponibles sur demande auprès de la FRB.

RESSOURCES UTILES

-Rapport de mission 2012-13 « Évaluation scientifique des indicateurs du jeu de synthèse 2012 de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité », disponible sur le site de la FRB : http://www.fondationbiodiversite.fr/images/stories/Mediatheque/ONB/RAPPORT-2012-2013-FRB.pdf

-Rapport de mission 2014 « Évaluation scientifique des indicateurs de la stratégie nationale pour la biodiversité », disponible sur le site de la FRB : http://www.fondationbiodiversite.fr/images/documents/ONB/Rapport_ONB_2014_FINAL.pdf

RÉSULTATS : SYNTHESES ET RETOURS D'EXPERIENCE

L'ÉVALUATION 2015-2016 EN CHIFFRES

Nombre d'indicateurs à évaluer : 55

Nombre d'évaluations attendues : 116 (2 à 3 évaluations par indicateur)

Nombres d'évaluations recueillies : 109

Nombre d'indicateurs ne disposant pas de suffisamment d'évaluations : 7

Nombre d'experts contactés : environ 700

Nombres d'experts ayant accepté au moins une évaluation : 51

Nombre d'experts ayant déjà été évaluateurs en 2012-13 : 14

SYNTHESES NARRATIVES

Les évaluations recueillies pour chaque indicateur ont fait l'objet d'une synthèse narrative rédigée par la FRB. Ces synthèses sont présentées dans les pages suivantes.

Les synthèses narratives suivent la structuration de la grille d'évaluation et des fiches ONB telles qu'elles apparaissent sur le site internet. Il n'y a pas eu d'interprétation du travail des experts mais un travail de clarification et de rédaction visant à rendre compte de l'ensemble des avis exprimés et des éventuelles divergences de vues. Chaque synthèse a été transmise aux évaluateurs pour relecture et validation.

Les titres des indicateurs figurant dans ce document sont ceux qui apparaissaient sur le site de l'ONB à la date des évaluations. Le site internet de l'ONB présente les indicateurs par ordre alphabétique de leur intitulé, nous suivrons ce même ordre pour présenter les synthèses narratives.

Comme nous l'avons indiqué précédemment, 7 indicateurs n'ont pas eu suffisamment d'évaluations. Il s'agit des indicateurs suivants :

- SNB-D11-12-ATO1 : Artificialisation des territoires d'outre-mer (une évaluation recueillie)
- SNB-D11-12-PPS1 : Evolution de la consommation de produits phytosanitaires (une évaluation recueillie)
- SNB-F18-12-CHR1 : Niveau de méconnaissance des habitats remarquables (aucune évaluation)
- SNB-B06-12-HEF1 : Nombre d'habitats écologiquement fonctionnels (une évaluation recueillie)
- SNB-D11-12-ENO1 : Part du territoire des DOM occupé par les écosystèmes peu anthropisés (une évaluation recueillie)
- SNB-D11-12-ATM2 : Principal milieu naturel métropolitain détruit par artificialisation (une évaluation recueillie)
- SNB-D11-12-ATO2 : Principal milieu naturel ultramarin détruit par artificialisation (une évaluation recueillie)

Afin de respecter les principes de rigueur et de méthode déjà évoqués, nous avons estimé qu'une seule évaluation ne permettait pas de rédiger une synthèse narrative efficiente. Les grilles d'évaluation complétées seront rendues anonymes et conservées en vue d'une future évaluation.

INDICATEURS EVALUES

TABLEAU DE CONCORDANCE ENTRE LA NUMEROTATION SNB ET LA NUMEROTATION FRB

Numérotation SNB	Numérotation FRB	Intitulé des indicateurs
SNB-C09-12-APD1	i-BD² : N° 1	Aide publique au développement à l'international liée à la biodiversité
SNB-B05-12-APM1	i-BD² : N° 2	Aires marines protégées pourvues de document de gestion
SNB-D11-12-ATO1	i-BD² : N° 3	Artificialisation des territoires outre-mer
SNB-D11-12-ATM1	i-BD² : N°4	Artificialisation du territoire métropolitain
SNB-B05-12-APT3	i-BD² : N° 5	Complétude du réseau d'aires protégées pour les espèces à enjeux
SNB-D11-12-DCC1	i-BD² : N°6	Déplacement des espèces lié au changement climatique
SNB-B06-12-MSF1	i-BD² : N° 7	Diversité structurelle des forêts métropolitaines
SNB-F19-13-ZAP2	i-BD² : N° 8	Effort de conservation des secteurs de nature remarquable
SNB-C09-12-DNB1	i-BD² : N° 9	Effort financier national pour la biodiversité
SNB-E14-13-ZAP1	i-BD² : N° 10	Espaces protégés recensés dans l'inventaire de la nature remarquable
SNB-B04-12-PNA1	i-BD² : N° 11	Espèces menacées concernées par un plan national d'action
SNB-B06-12-HAB1	i-BD² : N° 12	Etat de conservation des habitats naturels
SNB-B05-12-REH1	i-BD² : N° 13	Etat des habitats les plus caractéristiques de la France au niveau européen
SNB-B06-14-BDS2	i-BD² : N° 14	Evolution de la biodiversité bactérienne des sols
SNB-D11-12-PPS1	i-BD² : N° 15	Evolution de la consommation de produits phytosanitaires
SNB-B06-12-BDS1	i-BD² : N° 16	Evolution de la densité microbienne des sols en métropole
SNB-A01-12-ESC1	i-BD² : N° 17	Evolution de la participation aux actions d'éducation sensible et citoyenne à la biodiversité
SNB-D11-12-PCE1	i-BD² : N° 18	Evolution de la pollution des cours d'eau
SNB-B06-12-SCO1	i-BD² : N° 19	Evolution de l'état des récifs coralliens
SNB-B06-12-EZH1	i-BD² : N° 20	Evolution de l'état des zones humides
SNB-A02-12-SPB1	i-BD² : N° 21	Evolution de l'implication des citoyens dans les sciences participatives liées à la biodiversité
SNB-B06-12-CTC1	i-BD² : N° 22	Evolution des populations de chauve-souris
SNB-B04-12-OCS1	i-BD² : N° 23	Evolution des populations d'oiseaux communs spécialistes
SNB-B05-12-STH1	i-BD² : N° 24	Evolution des surfaces de grands espaces toujours en herbe
SNB-B04-12-TTM1	i-BD² : N° 25	Evolution du nombre de traces de ponte de tortues marines en outre-mer
SNB-F18-12-MDB1	i-BD² : N° 26	Evolution du volume de données disponibles sur la biodiversité

Numérotation SNB	Numérotation FRB	Intitulé des indicateurs
SNB-B06-12-BFB1	i-BD² : N° 27	Evolution en métropole des volumes de bois particulièrement favorables à la biodiversité liée aux stades vieillissants des arbres
SNB-B06-15-FCE1	i-BD² : N° 28	Fragmentation des cours d'eau
SNB-B06-12-FMN1	i-BD² : N° 29	Fragmentation des milieux naturels
SNB-B05-15-HBL1	i-BD² : N° 30	Haies, bois et landes dans les territoires agricoles
SNB-A01-12-OFB1	i-BD² : N° 31	Importance accordée par les français aux problèmes de biodiversité
SNB-F18-12-EMC1	i-BD² : N° 32	Niveau de connaissance de la répartition des espèces marines
SNB-B04-15-ITO1	i-BD² : N° 33	Niveau de diversité des régimes alimentaires des oiseaux
SNB-F18-12-CHR1	i-BD² : N° 34	Niveau de méconnaissance des habitats remarquables
SNB-F18-12-CNM1	i-BD² : N° 35	Niveau de méconnaissance du degré de menace des espèces
SNB-F18-13-ZCT1	i-BD² : N° 36	Niveau de prospection naturaliste dans les sites remarquables
SNB-F18-12-CEO1	i-BD² : N° 37	Niveau d'exhaustivité de la liste des espèces connues en outre-mer
SNB-D11-12-EEO1	i-BD² : N° 38	Nombre d'espèces en outre-mer parmi les plus envahissantes du monde
SNB-B04-12-ESM1	i-BD² : N° 39	Nombre d'espèces endémiques en France
SNB-B06-12HEF1	i-BD² : N° 40	Nombre d'habitats écologiquement fonctionnel
SNB-B05-12-REH2	i-BD² : N° 41	Part des espaces naturels français à l'échelle européenne
SNB-D11-12-ENO1	i-BD² : N° 42	Part du territoire des DOM occupé par les écosystèmes peu anthropisés
SNB-D11-12-ENM1	i-BD² : N° 43	Part du territoire métropolitain occupé par les écosystèmes peu anthropisés
SNB-D11-12-ATM2	i-BD² : N° 44	Principal milieu naturel métropolitain détruit par artificialisation
SNB-D11-12-ATO2	i-BD² : N° 45	Principal milieu naturel ultramarin détruit par artificialisation
SNB-D11-13-MGV1	i-BD² : N° 46	Proportion de mangroves sous pression anthropique
SNB-B04-12-LRM1	i-BD² : N° 47	Proportion d'espèces métropolitaines éteintes ou menacées dans les listes rouges
SNB-B04-12-LRM2	i-BD² : N° 48	Proportion d'espèces ultramarines éteintes ou menacées dans les listes rouges
SNB-B06-12-QEE1	i-BD² : N° 49	Qualité écologique des eaux de surface
SNB-B04-13-REE1	i-BD² : N° 50	Responsabilité de la France métropolitaine pour les espèces menacées au niveau européen
SNB-B04-12-RIE1	i-BD² : N° 51	Responsabilité internationale de la France pour les espèces les plus originales
SNB-B06-12-ENM2	i-BD² : N° 52	Surface d'habitats naturels en bon état
SNB-B05-12-APT1	i-BD² : N° 53	Surfaces en aires protégées terrestres en métropole
SNB-B05-12-APT2	i-BD² : N° 54	Surfaces en aires protégées terrestres en outre-mer
SNB-E14-12-SAT1	i-BD² : N° 55	Territoire couvert par un schéma d'aménagement du territoire incluant les enjeux biodiversité

AIDE PUBLIQUE AU DÉVELOPPEMENT À L'INTERNATIONAL LIÉE À LA BIODIVERSITÉ

Dépense nationale pour l'aide publique au développement à l'international en matière de biodiversité

Code indicateur
SNB-C09-12-APD1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 1

Évaluation réalisée par
Julien Calas
Jean-Philippe Terreaux

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
24 mai 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
A3 - Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs

C7 - Inclure la préservation de la biodiversité dans la décision économique

C9 - Développer et pérenniser les moyens financiers et humains en faveur de la biodiversité

D13 - Partager de façon équitable les avantages issus de l'utilisation de la biodiversité à toutes les échelles

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

E16 - Développer la solidarité nationale et internationale entre les territoires

E17 - Renforcer la diplomatie environnementale et la gouvernance internationale dans le domaine de la biodiversité

Dernière évaluation
2013

De manière générale, l'évaluation s'inscrit dans l'analyse de la précédente évaluation. Elle insiste sur la grande difficulté de déterminer la part des projets dédiée à la conservation de la biodiversité, prise en compte dans le calcul de l'indicateur. Elle appelle à prendre en compte d'autres sources de financement, telles que les financements de la recherche. Enfin, elle rappelle la différence entre les crédits engagés et effectivement versés, les premiers étant utilisés pour le calcul.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur représente le montant apporté par la France pour l'aide publique au développement à l'international en matière de biodiversité.

Il répond aux orientations stratégiques dans lequel il s'inscrit, à savoir C « Investir dans le capital écologique » et D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité ». Il est certainement un indicateur d'effet de l'orientation A « Susciter l'envie d'agir pour la biodiversité », les crédits dédiés à la conservation de la biodiversité dans les pays en développement dépendent en partie de la pression politique et citoyenne exercée sur le gouvernement.

L'indicateur est partiellement pertinent pour l'orientation E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action », en ce qui concerne « l'efficacité de l'action ». En revanche, il n'est certainement pas un indicateur de « la cohérence des politiques » nationales en matière de conservation internationale de la biodiversité. En effet, l'indicateur ne mesure pas si d'autres volumes financiers d'aide publique au développement dans des domaines néfastes à la conservation sont également engagés. La question se pose de l'incohérence possible de certaines subventions néfastes à la conservation de la biodiversité portées par la France avec les moyens d'aide publique au développement.

L'indicateur répond complètement aux objectifs A3, C9, D13, E16. Il répond partiellement aux objectifs C7 et E14, car le budget de l'aide publique au développement n'est qu'une portion congrue de la décision économique. Des décisions économiques prises dans d'autres domaines ou forum peuvent l'avoir été en totale absence d'évaluation de leurs effets sur la conservation de la biodiversité (par exemple, soutiens à des sub-

ventions néfastes à l'environnement, suppression des contrôles douaniers favorables au commerce mais favorisant les trafics illicites d'espèces protégées, accords commerciaux, etc.). L'indicateur se révèle également partiellement pertinent pour atteindre l'objectif E17, car les budgets d'aide publique au développement visés ne traduisent pas tant les moyens des services diplomatiques que les orientations de la diplomatie, dans le sens d'un renforcement de la diplomatie environnementale (voir notamment le poids donné à la diplomatie économique par rapport à la diplomatie environnementale).

La description de l'indicateur correspond à son intitulé. Le terme « dépense nationale » prête cependant à confusion. L'indicateur est la somme des aides publiques au développement engagées (décision d'octroi prises officiellement) par la France et non pas la somme des aides publiques au développement effectivement versées dans l'année écoulée dans les pays en développement pour des projets de biodiversité. Il serait donc préférable que le sous-titre soit « Engagement annuel de dépense nationale pour l'aide publique au développement à l'international en matière de biodiversité ».

La phrase expliquant la valeur de l'indicateur semble correcte. Celle-ci ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance.

La principale source d'imprécision est de comptabiliser un projet comme contribuant à la conservation de la biodiversité alors que ce n'est pas ou que marginalement le cas (défaut de nomenclature de définition de l'objet comptabilisé). Comme il est difficile de savoir dans un projet ce qui relève de la conservation de la biodiversité et ce qui n'en relève pas, et donc de déterminer précisément le montant d'aide relatif à la conservation de la biodiversité, la méthode repose sur l'analyse des objectifs poursuivis par les projets. Si ces derniers concernent directement la conservation de la biodiversité, 100% du financement peut être comptabilisé comme contribuant à la conservation. Si seule une partie de ces objectifs vise des effets directs sur la conservation, ou que l'objectif vise des effets indirects, seul un certain pourcentage du financement est comptabilisé comme contribuant à la conservation[1]. Il faut donc disposer d'une nomenclature de classement pour veiller à la stabilité du décompte.

Par ailleurs, la précision de cet indicateur peut également être affectée si des aides ont été omises dans le calcul, ce qui est le cas : l'indicateur ne comptabilise pas les moyens mobilisés par la recherche française en matière de conservation de la biodiversité réalisée dans les pays en développement. Il manque également les financements de coopération décentralisée octroyés par les collectivités locales (régions et départements notamment).

Les illustrations correspondent au message véhiculé par l'indicateur. Il n'existe pas de biais de visualisation. Néanmoins, un biais peut survenir suivant l'échelle retenue pour l'axe des ordonnées. L'intérêt de cet indicateur est de mesurer si la France maintient dans la durée son effort d'aide aux pays en développement en matière de conservation de la biodiversité et tient sa promesse de doublement de l'effort à l'horizon 2015, et le maintient jusqu'en 2020. Il s'agit donc de mesurer une tendance à la stabilité ou, au mieux, à la croissance. Pour masquer ce résultat d'analyse de tendance de moyen long-terme, on peut biaiser la représentation du résultat en ne publiant plus les données financières anciennes et en réduisant le nombre d'années rapporté en abscisses pour ne présenter que les quelques dernières années qui gomment les éventuels décrochages par rapport au passé.

Il faudrait indiquer clairement l'intégration des DROM-COM dans l'« international ». L'indicateur semble avoir été modifié récemment (source de données AFD au lieu de OCDE, en euros au lieu de dollars, etc.), il paraît dès lors nécessaire de préciser s'il s'agit, dans le suivi historique, d'une série reconstituée à partir de la source AFD.

Enfin, pour éviter les erreurs d'interprétation, il peut être utile de rappeler que le calcul de cet indicateur repose sur les montants d'aide engagés (c'est-à-dire décidés par l'organisme financeur) et pas les montants d'aide décaissés (c'est-à-dire réellement versés).

1 La méthodologie de calcul s'appuie sur un tableau de coefficients permettant de ne retenir que la part affectée à la biodiversité, cette part allant de 0% à 100% de l'aide apportée à un projet donné. Ces coefficients sont précisés dans un onglet du fichier Excel source des données, téléchargeable sur la fiche ONB de l'indicateur.

Cette méthode représente le meilleur rapport qualité-prix de collecte de la donnée brute, cette dernière étant compliquée à rassembler car issue de multiples sources [2]. Seuls les montants engagés sont donc comptabilisés, or ils sont en général supérieurs aux montants versés. En effet, certains projets peuvent s'interrompre pour diverses causes (par exemple guerre civile, catastrophe naturelle, inefficacité du projet engagé) et certaines activités prévues peuvent ne plus se révéler utiles en cours de route. De plus, la réalisation des projets étant généralement prévue sur plusieurs années, la comptabilisation des décaissements nécessite de connaître le montant versé chaque année, ce qui multiplie le nombre de données brutes à collecter et génère de nouveaux biais de calcul.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Selon l'évaluation, la définition actuelle n'est pas adaptée et devrait être complétée, donnant : « *Cet indicateur représente le montant d'engagement annuel de dépense nationale décidé par des organismes publics français pour l'aide publique au développement à l'international en matière de biodiversité* ». Il y a de plus une confusion sur l'objectif poursuivi : la fiche ONB rappelle l'objectif de la Convention sur la diversité biologique (CDB) qui est de « doubler les flux d'aide »[3], alors que l'indicateur ne comptabilise que les engagements de fonds publics et omet donc les efforts de la société civile et du secteur privé qui pourraient/devraient aussi être comptabilisés.

Il semble par ailleurs qu'il n'est pas évident de savoir si une augmentation de cet indicateur doit être interprétée comme favorable à un maintien ou à une augmentation de la biodiversité, ou s'il s'agit d'une tentative de limiter une érosion accélérée de celle-ci.

Le contexte dans lequel s'inscrit l'indicateur est important. Il est nécessaire d'être très attentif à l'évolution du périmètre des sources des financements comptabilisées. A ce jour, l'indicateur n'agrège que les données de l'AFD, du FFEM et du volet biodiversité de la dotation française au FEM. Pourquoi ne pas également prendre en compte les très nombreuses autres dotations multilatérales de la France (Banque Mondiale, FMI, Agences des Nations Unies, Fonds Européen de Développement, Fonds vert pour le climat dont certains projets peuvent avoir des co-bénéfices climat et biodiversité, Dotations à la Banque Africaine de Développement, à la Banque Asiatique de Développement, etc.). Le périmètre de ces différentes sources devrait être précisé sur la fiche, ces éléments n'étant pas nécessairement connus.

En l'état actuel de la définition de l'aide publique au développement donnée par l'OCDE, les actions menées dans l'outre-mer peuvent être comptabilisées. Cette indication devrait figurer dans la fiche de l'indicateur pour une meilleure compréhension du périmètre retenu pour le calcul. Il serait en outre intéressant de distinguer les actions à destination des DOM-COM et les actions en faveur de la recherche (quand les travaux de recherche intéressent la communauté internationale, soit par leur caractère général, soit par le lieu d'application). Il pourrait également être précisé si les financements de la France via l'Europe sont intégrés.

Enfin, les échelles de restitution retenues sont adéquates. Les informations demandées par la CDB aux Etats partie sont à établir par année civile.

2 A ce jour la recherche et d'autres financeurs publics ne semblent pas disposer de systèmes d'informations financiers suffisamment détaillés pour fournir l'information nécessaire à cet indicateur : il serait contreproductif et illusoire d'aller au-delà tant que cet indicateur de base n'est pas mieux renseigné.

3 Cette aide peut provenir de l'aide publique au développement mais aussi de dons de la société civile, de donations, de philanthropie d'entreprises privées, etc. Lors de la Conférence des Parties de la CDB d'Hyderabad en 2012, la France a pris l'engagement de doubler ses flux financiers d'aide internationale en faveur de la biodiversité. La base de référence est la moyenne annuelle des flux 2006-2010. Voir la décision XI/4, et plus particulièrement son paragraphe 7. Le doublement doit être effectif pour 2015 (et son niveau maintenu jusqu'en 2020). Comme mentionné par l'évaluation, il y a une confusion sur l'objectif poursuivi : l'objectif de la CBD est de « doubler les flux d'aide » (diverses sources, publiques et privées), alors que l'indicateur ne comptabilise que les engagements de fonds publics. Voir les articles I.1 et surtout I.3 « *...réitérant que des ressources (financières, humaines et techniques) doivent être mobilisées* ***auprès de toutes les sources****...* » et II.14 « *Rappelant le paragraphe 6 de la décision IX/11, exhorte les Parties et les autres gouvernements à continuer à améliorer les capacités administratives et de gestion nationales afin de créer les conditions propices* ***pour mobiliser des investissements privés et publics*** *dans la diversité biologique et ses services écosystémiques associés* ».

C – Production de l'indicateur

Cet indicateur est la somme d'engagements financiers annuels. Sont notamment additionnés « des dons et prêts à des conditions favorables ». Il faudrait vérifier que le calcul de l'équivalence des prêts en dons est fait de manière correcte.

La principale difficulté vient de la définition retenue de la biodiversité, ainsi que du calcul de la part biodiversité dans les projets de développement. Une amélioration de l'indicateur pourrait être une nomenclature précise et stable pour classer un projet comme contribuant à la conservation de la biodiversité ou pas. Surtout, l'évaluation propose de préciser que la méthodologie de comptabilisation n'est a priori pas adoptée par les autres pays donateurs de l'OCDE et encore moins par les autres pays partie à la CDB. Cette information est d'autant plus importante si cet indicateur français est comparé à ceux communiqués par d'autres pays partie à la CDB.

La pondération retenue est satisfaisante. Un biais reste encore possible concernant la nomenclature des objectifs permettant de définir les coefficients de pondération des financements à appliquer à chaque projet.

Enfin, il est indiqué que la base de calcul de l'indicateur est toujours en évolution. Il faudrait dans ce cadre reconstruire les données passées à chaque modification, sinon les courbes tracées conduiraient à des conclusions erronées.

D – Analyse de l'indicateur

L'évaluation s'inscrit dans la continuité des remarques formulées par la précédente évaluation.

- **Robustesse :** La robustesse est considérée comme étant moyenne. Les principaux financeurs sont déjà certainement comptabilisés et les données de financement public omises peuvent ne pas changer radicalement la valeur de l'indicateur. Il est possible que la robustesse soit faible si l'indicateur vise à comptabiliser les flux et donc à intégrer non seulement l'aide publique au développement mais aussi les contributions de la société civile et du secteur privé. De plus, les principales réserves de l'évaluation précédente demeurent. Celle-ci soulignait de nombreux biais, liés notamment à la définition des termes de développement et de biodiversité, et à la nécessité de préciser le périmètre des montants alloués. Ces remarques sont encore valables aujourd'hui. Seul un autre biais, lié à la parité entre les monnaies, semble avoir été corrigé. L'évaluation indique que le principal biais de cet indicateur peut venir de l'omission de montants d'aides à la conservation de la biodiversité dans le calcul. Pour limiter ce biais, un effort des autorités publiques pour convaincre les établissements publics et collectivités à communiquer leurs chiffres et identifier les différentes sources de financement françaises est nécessaire. La précédente évaluation évoquait qu'un travail de recensement des acteurs contribuant à l'aide publique au développement pour la conservation de la biodiversité était en cours. Il ne semble pas que la situation ait évolué depuis cette précédente évaluation. Par conséquent, il serait utile de stabiliser les définitions et le périmètre de calcul. Le pas de temps annuel semble parfaitement adapté. Prolonger la période de collecte de données risque en effet d'affaiblir la qualité de l'indicateur, notamment si les données sont collectées selon des intervalles de temps pluriannuels. Elles ne restitueraient pas les montants d'aides réellement engagés année par année, gommant toute instabilité ou décrochage. Il n'y a pas d'échelle de territorialisation, l'indicateur est un agrégat national.
- **Précision :** La précision est estimée comme faible, comme lors de la précédente évaluation. Il semble que le changement de source de données ait amélioré la situation. Cela étant, il reste potentiellement la différence entre la programmation des crédits (somme allouée) et leur utilisation effective. En outre, les problèmes de définition évoqués précédemment (développement, biodiversité, international) sont une source complémentaire d'imprécision. Si les définitions sont stabi-

lisées, l'évolution de l'indicateur, et non pas le montant des sommes à une date t, peut avoir du sens. Reste à savoir si une augmentation de la valeur de cet indicateur est plutôt un indicateur favorable ou défavorable pour la biodiversité. Néanmoins, l'imprécision majeure se situe au niveau de la collecte de la donnée, c'est-à-dire le fait de comptabiliser un projet comme contribuant à la conservation de la biodiversité alors que ce n'est pas ou que marginalement le cas. Comme cela a été indiqué, il est difficile de savoir ce qui relève de la conservation de la biodiversité et ce qui n'en relève pas dans un projet et donc de déterminer précisément le montant d'aide relatif à la conservation de la biodiversité. La méthode utilisée repose sur l'analyse des objectifs poursuivis par les projets. Il pourrait être envisagé le développement d'une nomenclature de classement, précise et stable, visant à classer les objectifs de projets comme contribuant à la conservation de la biodiversité ou pas. Cela serait d'autant plus utile que l'OCDE et la CDB comparent les montants des différents pays donateurs. Un changement de l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'affecterait pas la précision de l'indicateur Il est possible de décliner cet indicateur à toutes les échelles, du national au local, dès lorsque des manifestations comparables s'y déroulent chaque année. Il est à noter que la Fête de la Nature s'étend maintenant hors de France (Suisse, Portugal, Pays-Bas).

- **Sensibilité :** L'indicateur est considéré comme sensible. Le plus petit changement qu'il peut détecter est de 1 euro. Cependant, l'évaluation rappelle la principale finalité qui est de limiter l'érosion de la biodiversité et que, dans ce contexte, l'interprétation de l'indicateur peut être difficile : des budgets accrus pour cette action traduisent-ils une amélioration de la situation, une moindre détérioration, ou encore un effort pour limiter une érosion qui augmente ? L'échelle temporelle ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes, mais elle paraît néanmoins suffisante pour ce que veut montrer l'indicateur. L'indicateur n'est pas utilisé pour mesurer des changements inhabituels. Il mesure si la France maintient dans la durée son effort d'aide aux pays en développement en matière de conservation de la biodiversité. Il s'agit donc de mesurer une tendance à la stabilité ou au mieux à la croissance. L'évaluation souligne néanmoins une nouvelle fois l'impact de la conjoncture économique générale sur l'aide allouée au développement. En effet, la situation de la biodiversité pourrait se dégrader fortement, avec un indicateur stationnaire, qui augmente ou qui diminue. En revanche, une détérioration des conditions macro-économiques conduirait probablement à une baisse de cette aide publique, et inversement. Ainsi, cet indicateur mesure davantage la santé de l'économie que celle de la biodiversité. Les remarques concernant le périmètre de sources de financement comptabilisées s'appliquent également pour cette section.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme moyennement fiable, du fait de la difficulté à séparer ce qui relève de la biodiversité du reste, et cela dans tout programme de développement. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur la fiabilité de l'indicateur, de même qu'un changement d'échelle géographique. Les remarques concernant le périmètre de sources de financement comptabilisées s'appliquent également pour cette section.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : Le lien avec la biodiversité est indirect. Une fois certains biais résolus, l'indicateur pourrait contribuer à mesurer l'effort fait pour la préservation de la biodiversité. Il en est de même avec le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques. Chaque pays définit sa propre politique et les modalités de financement de la conservation de la biodiversité. Les pays développés Parties à la CDB se sont engagés à contribuer à aider les pays en développement à atteindre les objectifs de la Convention. L'économie de la conservation du patrimoine naturel, à l'instar de la conservation du patrimoine culturel, est l'objet de débats très vifs entre économistes concernant les avantages et inconvénients des modalités de financement de la conservation qui peuvent venir de l'Etat (gestion étatique), d'acteurs privés (privatisation et partenariats publics-privés) ou de la société civile (gestion de communs). L'aide publique

au développement d'un pays développé au profit de la conservation de la biodiversité n'est donc qu'une partie des moyens financiers contribuant à la conservation de la biodiversité à l'échelle globale. Il serait intéressant de comparer la valeur obtenue par cet indicateur à l'aide totale au développement. Il serait aussi intéressant de voir dans quelle mesure la préservation des écosystèmes et des services associés peut être un facteur de développement des sociétés qui en dépendent. Cet indicateur, s'il était plus précis, pourrait ainsi permettre de voir comment l'aide au développement se réoriente d'une aide directe aux populations à une aide à la restauration ou préservation des écosystèmes dont dépendent ces populations. L'indicateur poursuit des objectifs politiques et économiques. Il doit en principe être comparé aux engagements pris par la France lors de réunions internationales relatives à la protection de la biodiversité, ou par rapport aux besoins de financements globaux des objectifs de la CDB.A ce titre, la comptabilisation en euro de l'indicateur rend difficile sa comparaison avec les montants publiés en dollar américain par les autres pays déclarants et dans les textes de la CDB.

- **Données** : Les remarques concernant le périmètre des données s'appliquent ici. De même, sur la fiche ONB, la précision de la prise en compte de l'outre-mer est utile.

E – Propositions d'amélioration

L'évaluation propose l'établissement d'une nomenclature des objectifs des projets contribuant à la conservation de la biodiversité inclus dans cet agrégat. Elle indique néanmoins la difficulté de mettre en place une telle nomenclature pour les dispositifs d'information financière des autres sources françaises qui n'ont pas encore communiqué de données (coopération décentralisée des régions et départements, instituts de recherche, établissements publics français menant des actions de coopérations, etc.).

Elle propose également de stabiliser les définitions et le périmètre des données prises en compte, et de bien préciser la situation de l'outre-mer français. Elle appelle à intégrer les données de la recherche en matière de conservation de la biodiversité réalisée dans les pays en développement et poursuivre le travail de recensement des acteurs contribuant à l'aide publique au développement, déjà recommandé par la précédente évaluation. Ces acteurs pouvant également être des collectivités décentralisées et d'autres établissements publics potentiels (conservatoire du littoral, Fédération des parcs naturels, Parcs nationaux de France, etc.). Eventuellement, une enquête auprès des ONG françaises menant des actions de conservation à l'international (WWF France, UICN, Noé Conservation, IFAW, Fondation pour la Faune Sauvage, etc.) pourrait être réalisée, de même que pour les fondations philanthropiques d'entreprises.

Il pourrait être proposé de demander une évaluation ex-post tous les 4 ou 5 ans par un bureau d'étude indépendant sur la nature des projets comptabilisés au cours de cette période pour établir si cet agrégat financier utilise une nomenclature stable de classement des projets, et si des données importantes ont été omises ou si des ruptures sont survenues (changements dans le périmètre des projets comptabilisés ou de la définition de biodiversité). Une telle évaluation sera couteuse et pénalisera les « bons élèves » (ceux qui communiquent leurs données) sans peser sur les « mauvais élèves » (ceux qui ne communiquent pas leurs données). Il semblerait dès lors plus judicieux que les fonds correspondants soient plutôt consacrés à établir une nomenclature de comptabilisation de cet agrégat adoptée par tous les Etats rapportant cet indicateur à la CDB. Enfin, il serait intéressant de comparer cet indicateur national (France) à l'évolution globale (total mondial) des financements des Etats parties à la CDB, en tenant compte des différentes monnaies utilisées (indicateur en euro, autres montants publiés en dollar américain dans le cadre de la CDB).

F – Bibliographie des évaluateurs

Agrawal A. and Ostrom E. 2006. Political Science and Conservation Biology: a Dialog of the Deaf », Conservation Biology Volume 20, No. 3, 681–682.

Balmford A. and Whitten T.2003. Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? Oryx Vol 37, No 2 April 2003.

Bruner A. G., Gullison R. E., Balmford A. 2004. Financial Costs and Shortfalls of Managing and Expanding Protected-Area Systems in Developing Countries. BioScience, December 2004 / Vol. 54 No. 12.

Féger C. et Pirard R. (2011) Assessing funding needs for biodiversity: Critical issues ; Iddri, Policy brief N°06/11 December 2011.

Ferraro PJ, Pattanayak SK (2006) Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. PLoS Biol 4(4): e105.

GEF (2015) Impact Evaluation of GEF Support to Protected Areas and Protected Area Systems, Independant Evaluation Office.

Parker C., Cranford M., Oakes N. and Leggett M. (2012) Little Biodiversity Finance Book, A guide to proactive investment in natural capital (PINC), Global Canopy Programme; Oxford.

Samii C, Lisiecki M, Kulkarni P, Paler L, Chavis L. Effects of Payment for Environmental Services (PES) on Deforestation and Poverty in Low and Middle Income Countries: A Systematic Review. Campbell Systematic Reviews 2014:11.

Samyn J.-M., Gasana J., Pousse E., Pousse F. (2011) « Secteur forestier dans les pays du Bassin du Congo : 20 ans d'interventions de l'AFD », AFD.

Sukhdev P. (2008) « L'économie des écosystèmes et de la biodiversité », Rapport d'étape, Edited by J. Bishop. Earthscan, London and New York.

Andam K. S., Ferraro P. J., Young A., Pfaff A.S.P., Sanford T., Sanchez-Azofeifa A. (2007) Protected areas and avoided deforestation: a statistical evaluation. GEF Evaluation Office, pp52.

Madhav G., Berkes F., and Folke C. "Indigenous Knowledge for Biodiversity Conservation". Ambio 22.2/3 (1993): 151–156.

Référencement

Calas, J., Terreaux, J.-P. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Aide publique au développement à l'international liée à la biodiversité». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

AIRES MARINES PROTÉGÉES POURVUES DE DOCUMENTS DE GESTION

Proportion, en superficie, d'aires marines protégées de plus de trois ans dotées d'un document de gestion validé par rapport à la superficie totale des aires marines protégées

Code indicateur
SNB-B05-12-APM1
Évaluation FRB- i-BD² : N°2

Évaluation réalisée par
Moana Badie
Yan Ropert-Coudert

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
30 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques aux différentes échelles

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente évaluation. Elle souligne quelques biais engendrés par l'indicateur et suggère notamment de préciser le décalage de trois ans dès l'intitulé ou le sous-titre. Elle appelle enfin à bien clarifier le message véhiculé par l'indicateur.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur dénombre la proportion de la surface des eaux françaises classées en aires marines protégées (AMP) pourvues d'un document de gestion. Il conviendrait de préciser la définition et la destination de l'indicateur.

L'indicateur s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB. L'indicateur est en effet pertinent pour B même si une AMP non exempte de perturbations passées ou actuelles (pollution, espèces invasives) qui conduiraient, ou auraient conduit, à déséquilibrer l'écosystème en faveur d'une espèce, préserverait le vivant mais peut-être pas la biodiversité, ou du moins celle d'origine. Concernant l'orientation E, il est pertinent dans la mesure où l'on veut vraiment évaluer une situation, avec un décalage de 3 ans.

L'indicateur est pertinent pour répondre aux trois objectifs qui lui sont associés. Concernant B5, les notions de réseau et d'interconnectivité ne peuvent toutefois pas être prises en compte par cet unique indicateur. Par exemple, la prise en compte de l'AMP de la Mer de Corail, totalement isolée des autres AMP, a fait progresser l'indicateur mais pas l'idée d'interconnectivité (ou alors interconnectivité des écosystèmes que l'on trouve au sein de cette AMP). Il faudrait certainement disposer d'un indicateur de connectivité qui tiendrait compte des AMP définies par les autres Etats. L'indicateur est pertinent pour les objectifs E14 et E15, sous réserve que le document de gestion soit synonyme d'efficacité et qu'il prévoit un partenariat entre Etats et institutions ou organisations locales.

L'intitulé de l'indicateur apparaît vague, il requiert de lire la description pour comprendre ce dont il est question (s'agit-il d'une définition, d'un nombre total, d'une proportion et par rapport a quoi ?). Selon la description, il s'agit de la proportion des AMP qui, après

une période de trois ans d'existence, se sont dotées d'un document de gestion. En l'état, l'intitulé de l'indicateur prête à confusion et ne correspond pas à son mode de calcul. D'après ce mode de calcul, il s'agit plutôt d'un coefficient de dotation de document de gestion, ou de bonne gestion, k = document(d) / total(d-3), ou de transformation d'AMP en AMP « bien gérée » au bout de 3 ans. Cette idée indique que les efforts doivent être maintenus après la création de l'AMP jusqu'à la création de ce document.

L'explication de la valeur de l'indicateur n'est pas correcte : elle donne le pourcentage d'AMP pourvue d'un document de gestion par rapport à la totalité des eaux couvertes par une AMP.

La valeur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance, et n'a pas à l'être car il s'agit d'une donnée de synthèse. La valeur devrait peut-être être accompagnée d'une information sur le pourcentage des AMP pourvues d'un document de gestion par rapport aux superficies des AMP actuelles.

Deux illustrations sont proposées. La première permet de comprendre l'indicateur puisqu'elle présente sous forme de courbe les deux valeurs nécessaires pour construire la proportion présentée. Les textes accompagnant ces courbes sont également importants et mériteraient d'être mis en évidence car ils permettent de comprendre le décalage de trois ans entre les valeurs de superficies d'AMP totales et les valeurs de superficie des AMP couvertes par un plan de gestion. Il serait utile de préciser sur les illustrations la superficie totale des eaux françaises, afin d'avoir une idée de la superficie susceptible d'être un jour inclue dans le réseau des AMP. Cette valeur semble d'autant plus importante que la description de l'indicateur laisse penser que c'est par rapport à cette valeur (superficie totale des eaux françaises) que la valeur de l'indicateur devrait être calculée. En outre, la flèche explicative des 81% semble relier les mauvais points : le texte relie les valeurs mesurées au 1/1/2011 et celles du 1/1/2014 mais les extrémités de la double flèche relient le 1/1/2012 au 1/1/2015. Il faudrait représenter en pointillés la courbe du nombre d'AMP total utilisé pour le calcul et ainsi éviter la flèche reliant les deux courbes (qui permet de bien comprendre le graphe mais qui montre aussi que ce graphe n'est pas idéal). La deuxième illustration, bien qu'intéressante, pourrait être présentée sous forme de tableau plutôt que sous forme graphique. Enfin, pourraient être représentés sur un même graphique le nombre d'AMP dotées d'un document de gestion et le nombre de celles qui ne le sont pas et qui seraient susceptibles de l'être (celles de plus de 3 ans). L'évolution de la « bonne gestion » pourrait être mise en évidence, en considérant que toute AMP créée doit, au bout de trois ans, être dotée d'un document de gestion.

Il existe un biais de visualisation dans les illustrations. La valeur de l'indicateur donne le pourcentage d'AMP pourvues d'un document de gestion par rapport à la totalité des eaux couvertes par une AMP. Or, la description de l'indicateur laissait supposer que cette proportion se rapportait à la totalité des eaux françaises, que celles-ci soient inclues dans le réseau des AMP ou non. Il faut que les producteurs décident du message principal que l'indicateur est supposé véhiculer et à qui : est-ce un message destiné à un large public ou aux gestionnaires des AMP ? Dans le premier cas, la valeur de 2% (quelle proportion des eaux françaises est couverte par des AMP validées par un document de gestion ?) est la plus adaptée. Dans le deuxième cas, il s'agirait plutôt de la valeur de 81% (parmi les eaux déjà classées en AMP, quelle est la proportion de celles qui sont validées par un document de gestion ?) qui devrait être choisie. La flèche de « 81% », comme mentionné précédemment, permet toutefois dans le visuel de comprendre à quoi correspond ce pourcentage.

L'interprétation de la valeur est elle aussi sujette à erreur. Le taux de 81% laisse supposer que 81% des AMP sont dotées d'un document de gestion. L'erreur se dissipe à la lecture de la description de l'indicateur mais elle devrait être évitée dès la lecture du pourcentage.

L'évaluation rappelle que le calcul de l'indicateur est un rapport entre une donnée à la date d et une autre à la date d-3 ans. Cela ne permet pas de bien rendre compte de l'évolution de la superficie des AMP ni de l'évolution de la superficie d'AMP dotées d'un document de gestion. Il porte du coup à confusion. Cette confusion peut être levée en partie par de nouveaux graphiques. De plus, la valeur de l'indicateur à la date d reflète l'avancée

de la politique menée durant 3 ans. Ici, il est important de ne pas donner l'impression de masquer une réalité qui pourtant n'a rien de honteuse, bien au contraire : 3 ans sont nécessaires pour avoir un plan de gestion. Il ne faudrait pas vouloir afficher un faible taux en le « justifiant » par la durée d'obtention d'un document de gestion, ou au contraire afficher un taux élevé (81%) en s' « excusant » du fait que cela repose sur des AMP d'il y a 3 ans. Il est important de bien expliquer le contexte et les contraintes, d'autant qu'il s'agit d'un indicateur de portée davantage politique que scientifique, et qu'il doit prendre en compte la variété des AMP, des documents de gestion et des moyens disponibles.

De manière générale, il est préférable d'avoir des indicateurs simples, représentatifs, plutôt que d'agréger plusieurs phénomènes dans un seul indicateur, son interprétation s'en trouvant plus difficile. Ce pourrait être le cas si l'on considérait que l'indicateur doit être une superficie en AMP dotées d'un document lors de l'année n rapporté à la superficie totale en AMP de l'année n, puisque l'on y incorpore sans la nommer la variation du nombre d'AMP entre n-3 et n. Ici l'explication est très simple et compréhensible, l'indicateur est bien une photographie de la situation actuelle et pas une photographie constituée d'éléments existants à des dates différentes.

De façon plus ambitieuse, si l'on considère que les seules AMP intéressantes sont celles dotées d'un document de gestion, un pourcentage de ces AMP par rapport à la surface totale de l'espace maritime pourrait être proposé. L'objectif serait alors 20% (engagement France).

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La définition de l'indicateur indique que celui-ci « *permet de suivre l'évolution de la proportion d'aires marines protégées dotées d'un document de gestion, en superficie par rapport à la superficie totale d'aires marines protégées et par rapport à la superficie totale des eaux françaises*. » Il conviendrait de préciser « *trois ans auparavant* ».

Les producteurs expliquent qu'il faut compter 3 ans avant qu'une AMP ne soit dotée d'un plan de gestion. Toutefois, la façon dont ce délai est pris en compte dans les diverses sections de l'indicateur est confuse. S'agit-il de compter un délai supérieur à 3 ans ou de 3 ans exactement ? Sur le graphique, la flèche explicative suggère qu'il s'agit de 3 ans exactement puisque les points reliés entre eux visent le 1/1/2012 et le 1/1/2015. Cependant, l'explication de la valeur de l'indicateur mentionne des AMP de plus de trois ans. Avec une telle définition, la valeur de l'indicateur entre le 1/1/2011 et le 1/1/2015 (plus de 3 ans) devrait être de 100%.

Il n'y a pas de valeur ayant une signification particulière associée à l'indicateur. L'évaluation rélève que la pertinence de l'indicateur dépendra de sa définition. Dans le cas où l'indicateur s'intéresse à la proportion des AMP couvertes par un document de gestion et si l'obtention d'un plan de gestion prend environ 3 ans, alors sa pertinence est relativement faible puisqu'il est relativement facile de prédire cette proportion en comptant qu'environ 80 à 100% des AMP auront un plan de gestion validé trois ans après leur création. Dans le cas où il s'agit de la proportion des eaux françaises inclues dans le réseau AMP avec plan de gestion validé, alors l'indicateur est pertinent car il permettra de mesurer si la France tient ses engagements de passer 20% de ses eaux territoriales en réseau AMP.

Une valeur cible est indiquée, il faut néanmoins préciser si la cible est 100% des AMP créées l'année n, l'année n-3, ou encore 100% des 20% des eaux françaises. Selon la définition que les producteurs de l'indicateur choisiront de mettre en avant, les valeurs cibles changeront. Si l'indicateur a pour but de montrer la proportion des eaux françaises concernées par une AMP validée par un document de gestion alors la valeur cible devrait être 20% puisque c'est l'objectif que la France s'est fixée dans le cadre du Grenelle de la Mer. La valeur actuelle de l'indicateur et la vitesse à laquelle il évolue suggèrent qu'il faudrait une vingtaine d'années pour arriver à la valeur cible (si le taux d'évolution annuel demeure constant). Si l'indicateur a pour but de mesurer la proportion des AMP qui sont pourvues d'un document de gestion, alors la valeur cible devrait être de 100% et elle semble atteinte après 3 années. Toutefois, si l'on cible 100% des AMP créées, ce qui serait l'objectif de cet indicateur, il serait très perturbant d'afficher 100% alors que l'on n'aurait en fait que 50% de couverture (toujours du fait des 3 ans de décalage).

L'indicateur étant global, il amalgame différentes situations qui mériteraient d'être distinguées si l'on voulait utiliser l'indicateur à des fins de gestion.

Si l'indicateur concerne uniquement la proportion d'AMP pourvues d'un plan de gestion alors les caractéristiques des AMP qui se rajoutent au réseau n'influent pas sur la valeur de l'indicateur. L'indicateur ne variera qu'en fonction de la lenteur administrative des systèmes d'évaluation de la gestion des AMP. En revanche, si l'indicateur concerne la proportion des eaux françaises incluses dans le réseau AMP avec un document de gestion à l'appui, les caractéristiques des AMP rajoutées annuellement vont avoir une influence importante sur la valeur de l'indicateur. Ce phénomène est clairement visible sur le graphique qui montre comment l'ajout de deux AMP de très grande superficie (parc national de la mer de Corail et parc naturel marin d'Arcachon) a fait bondir la proportion d'eaux françaises dans le réseau AMP, passant d'environ 4% à environ 16% en une année. Il pourrait en outre être intéressant de tenir compte de la région ou du bassin, et de repartir ces superficies d'AMP de façon à pouvoir préserver un maximum d'écosystèmes.

Enfin, un changement d'échelle pourrait avoir des incidences sur la pertinence de l'indicateur et sa relation avec le phénomène décrit, selon l'objectif poursuivi par l'indicateur.

C – Production de l'indicateur

La manière dont est calculée la valeur est claire. Il faut cependant connaître la superficie totale des eaux françaises pour arriver à recalculer les valeurs de l'indicateur.

Selon un évaluateur, il semble plus pertinent que l'indicateur ne concerne que la proportion de la superficie totale des eaux françaises incluses dans le réseau AMP et pourvues d'un plan de gestion AMP. Cela devrait être la valeur première de l'indicateur, même s'il semble utile de garder sur le graphique une indication de la proportion des eaux françaises incluses dans le réseau AMP quand bien même celles-ci ne disposent pas encore d'un plan de gestion.

Les pondérations utilisées sont adéquates (évitement du double comptage notamment).

L'indicateur pourrait être complété par des indicateurs similaires territorialisés. Il serait peut-être possible d'agréger ces indicateurs territorialisés au moyen de coefficients de pondération pour obtenir un indicateur unique. Le calcul de l'indicateur ne s'intéresse qu'à la surface des eaux inclue dans le réseau AMP. Cependant, il faut être vigilent quant au message à transmettre. L'intégralité des masses océaniques doit être protégée et pas seulement leurs surfaces. Les processus écologiques et notamment le fonctionnement des écosystèmes sont des processus qui ont lieu dans les trois dimensions. Serait-il envisageable de calculer les valeurs de l'indicateur sur les volumes des masses océaniques plutôt que sur leurs surfaces ? Fondamentalement cela pourrait changer les proportions présentées et modifier le message véhiculé par l'indicateur : à titre d'exemple, si les AMP ne protègent que des eaux peu profondes par rapport à la profondeur de l'ensemble des eaux françaises, la proportion des volumes inclus dans le réseau AMP serait-il beaucoup plus faible que si cela était uniquement rapporté à la surface ?

D – Analyse de l'indicateur

L'évaluation s'inscrit dans le prolongement de la précédente analyse. L'indicateur est robuste, précis, sensible et fiable par rapport à l'objectif visé.

- **Robustesse :** L'indicateur est robuste. L'évaluation ne relève pas biais particulier. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur la robustesse. Il est va de même pour un changement d'échelle de territorialisation, à condition que le volume des eaux françaises ne change pas. Au regard des objectifs B5, E14, E15, qui sont plus ambitieux que ce que permet l'indicateur actuel, la précision est insuffisante car on ne peut pas évaluer précisément l'atteinte de ces objectifs. Les pondérations conduisent toujours à une perte d'information, liée aux coefficients pondérateurs. Il faudrait veiller à présenter les modalités de calcul de cet indicateur pondéré, car l'agrégation introduit d'autres biais.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est bonne. cependant, l'indicateur est dépendant de la méthode de calcul utilisée pour déterminer les superficies des eaux et la précision avec laquelle cette mesure est réalisée n'est pas renseignée dans la description de l'indicateur. Une imprécision peut venir du rapport à l'année n au lieu de l'année n-3, ou bien de la superficie totale des eaux. La précision actuelle est suffisante pour retracer les variations du phénomène décrit. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'effet sur la précision. Enfin, l'absence de précision annoncée dans la fiche ONB de l'indicateur tient à la nature même de l'indicateur. Il est global et intègre des AMP de nature très différente et dont le document de gestion est plus ou moins bien mis en œuvre (Cf. C- Domaine d'interprétation et limites). Améliorer la précision impliquerait de modifier l'indicateur.
- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible et modérément réactif puisqu'il inclut dans son calcul un pas de temps de 3 ans qui permet aux AMP de recevoir leur document de gestion. La sensibilité de l'indicateur est très fine puisqu'il se base sur les valeurs de surface des eaux calculées par un tiers. Bien que la précision de ce calcul ne soit pas directement disponible dans la valeur de l'indicateur (et ce n'est pas nécessaire de la fournir), l'indicateur sera sensible au moindre ajout et utilisera les valeurs les plus précises qui existent pour le calcul de proportion. L'échelle temporelle de mesure de l'indicateur ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes, et ce n'est pas souhaitable. La mise en place des plans de gestion nécessitant 3 années, un événement bref n'est pas attendu et ne sera pas mesuré en tant que tel. Cet indicateur n'est pas non plus utilisé pour alerter sur ces changements inhabituels. L'indicateur n'indiquera pas un changement qui n'a pas eu lieu. Il peut éventuellement intégrer dans son calcul de proportion une surface d'AMP couverte par un plan de gestion qui ne bénéficie peut-être pas encore d'un véritable plan de gestion ou d'un plan de gestion dont le statut n'est pas aussi définitif. Ceci constitue une source d'erreur qui sera d'autant plus grande que la surface sur laquelle porte l'erreur sera grande. Il n'y a pas de risque que l'indicateur ne détecte pas un changement qui se serait produit. Un changement d'échelle territoriale n'affectera pas la sensibilité de l'indicateur.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est fiable et efficace par rapport à l'objectif politique. Des versions déclinées (territorialisation) pourraient améliorer son impact scientifique, sociétal et politique sur le plan international. L'évaluation rappelle que l'existence d'un document de gestion ne prévaut pas de ses exigences, ni de sa mise en œuvre ou de son efficacité. L'indicateur évolue toujours dans le même sens que le phénomène qu'il décrit puisqu'il s'agit d'un rapport de deux valeurs dont seul le numérateur est appelé à changer. Il y a toujours un décalage de 3 ans, par conséquent dans le cas où une AMP se doterait plus rapidement d'un document, la valeur de l'indicateur pourrait être supérieure à 100%. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'effet sur la fiabilité. L'objectif politique semble bien décrit par l'indicateur. Il faudrait peut-être décliner cet indicateur selon les catégories d'AMP et évaluer la mise en œuvre du document.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur ne donne pas d'information sur les espèces présentes dans les AMP ou leur répartition. C'est un indicateur de gestion des zones de biodiversité à protéger. Par ailleurs, la dotation d'un document de gestion est loin d'être une condition suffisante de préservation, de même que l'existence d'une AMP, étant donné la variété des AMP. L'indicateur n'est pas assez ambitieux sur ce point. Il est lié aux services écosystémiques touristiques, de production de ressources aux frontières extérieures. Selon l'objectif finalement choisi, l'indicateur permet soit d'apprécier la politique de gestion de la biodiversité au niveau national (« quelle proportion des eaux françaises est couverte par des AMP validées par un document de gestion ? ») soit de mesurer la progression du traitement administratif des statuts des AMP (« parmi les eaux déjà classées en AMP, quelle est la proportion de celles qui sont accompagnées d'un document de gestion ? »). La deuxième situation semble beaucoup moins intéressante que la première du point de vue de la biodiversité. Il existe en outre une notion de taille

critique de l'AMP, qui peut être considérée comme un point d'inflexion. Il faudrait par ailleurs prendre en compte l'existence (ou l'absence) de corridors. Une réflexion philosophique serait intéressante si les AMP étaient des zones interdites d'accès, mais aussi dans une moindre mesure des « no-take zones ».

- **Données** : Les données utilisées ne semblent pas souffrir d'erreur particulière. Chaque nouveau jeu de données apporte sa propre échelle spatiale. Les AMP n'ont en effet pas toutes la même surface, mais elles se réfèrent toutes à une valeur qui n'est pas supposée changer dans le futur proche (i.e. la surface totale des eaux françaises).

E - Propositions d'amélioration

Il faut que les producteurs décident du message principal que l'indicateur est supposé véhiculer (proportion des eaux françaises couverte par des AMP validées par un document de gestion ; ou parmi les eaux déjà classées en AMP, proportion de celles par un document de gestion ?).

Le calcul dépendant de la superficie d'AMP dotées de document de gestion de l'année n sur la superficie totale d'AMP à l'année n (et pas de l'année n-3), favorise une implication durable des acteurs de l'AMP, ainsi que la compréhension de l'indicateur.

L'évaluation propose de remplacer ou compléter l'indicateur par des indicateurs territoriaux, par rapport aux AMP de l'année n ou encore par rapport à la superficie totale. Ce dernier indicateur serait plus faible et plus facile à interpréter car les précédents mélangent différentes évolutions (évolution de la superficie d'AMP et création/abandon de documents, moyennée à 3 ans, mais ne tenant pas compte de la variabilité à un an près). Il pourrait être intéressant de décliner cet indicateur par région (Méditerranée, Pacifique…), ou par grand milieu (tropical, tempéré…).

La territorialisation permettrait de responsabiliser les acteurs locaux et de maximiser la préservation de la biodiversité. La territorialisation par type de milieu peut s'inscrire dans une démarche internationale coordonnée, et donne plus de poids à une gouvernance internationale.

Des indicateurs reflétant des objectifs scientifiques pourraient utilement compléter celui-ci, en prenant en compte la nature de l'AMP, les exigences et la bonne mise en œuvre du document de gestion. Il existe une littérature importante sur l'évaluation de l'efficacité des AMP.

Référencement

Badie, M., Ropert-Coudert, Y. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Aires marines protégées pourvues de documents de gestion ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ARTIFICIALISATION DU TERRITOIRE MÉTROPOLITAIN

Surface nette artificialisée annuellement en métropole

Code indicateur
SNB-D11-12-ATM1
Évaluation FRB- i-BD² : N°4

Évaluation réalisée par
Bernard Etlicher
Bernard Kaufmann
Frédéric Rousseaux

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
27 juillet 2016

Objectifs
D11- Maîtriser les pressions sur la biodiversité

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

Objectifs secondaires
E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de l'évaluation précédente. Elle souligne que l'indicateur a été constitué à partir de données dont ce n'était pas l'objectif initial, celles-ci visaient les pratiques dans les milieux agricoles. Elle indique que l'indicateur n'est pas pertinent à une échelle inférieure au département. Enfin, elle formule un certain nombre de propositions d'amélioration.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur permet de suivre l'évolution de la surface artificialisée en France métropolitaine.

Il s'inscrit bien dans les orientations stratégiques D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB. La part perdue par les espaces naturels reste néanmoins inconnue, confondue ici avec les espaces agricoles eux-mêmes très divers en termes de biodiversité.

L'indicateur est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, à savoir D11, D12, E14 et E15.

Son intitulé correspond bien à sa description. Il faudrait éventuellement préciser la résolution spatiale dans le titre (il ne s'agit pas ici d'une grande échelle).

La valeur est bien présentée. L'indicateur est basé sur un échantillonnage représentatif au niveau national et non sur une analyse paysagère exhaustive à une échelle définie. L'indicateur devrait être accompagné d'une mesure de dispersion (écart-type, variance ou autre).

Les illustrations sont explicites et correspondent au message véhiculé par l'indicateur. Les graphiques présentant les données cumulées gagneraient à être tous présentés sous forme de courbes, notamment l'évolution des surfaces par sous-catégorie (bâti, revêtu, autres). Les diagrammes bâton ne devraient concerner que les données non cumulées (gains annuels). Dans ce dernier cas, les bâtons représentant les années où le résultat est obtenu par interpolation devraient être mieux distingués des autres (pointillés, couleur différente, etc.). Il serait par ailleurs plus correct de faire un diagramme tous les 2 ans et grouper les premières années 2 par 2.

Il n'y a pas de biais de visualisation. Les histogrammes du visuel 3 sont toutefois difficiles à lire (proportions et quantités totales en même temps), notamment pour les

catégories 2 et 3. Le visuel 2 démarre à 7,8%, ce qui amplifie l'importance de la variation. Enfin, l'évaluation souligne qu'il manque pour tous les visuels des intervalles de confiance ou des écarts-types. La précision globale par type d'espace est donnée dans la documentation Teruti-Lucas : elle est de près de 2% pour les espaces artificialisés.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'évaluation suggère de préciser la phrase « *Une diminution de l'artificialisation des sols serait un signe d'une meilleure cohérence entre les politiques d'aménagement du territoire (densification) et les politiques de préservation de la biodiversité* » avec « *une diminution du rythme annuel d'artificialisation* ». En effet, à moins d'une destruction massive d'équipements et de logements, il n'y aura jamais de diminution.

L'indicateur ne poursuit pas de valeur cible, même si certains projets locaux peuvent en fixer pour certaines parties du territoire (par exemple SCoT). Il s'agit plutôt d'un indicateur de « quantité » (ici de surface artificialisée). La confusion entre espaces agricoles et espaces naturels rend la production d'une valeur cible assez illusoire en termes de biodiversité; si les espaces artificialisés sont des espaces agricoles intensifs, la perte pour la biodiversité est nulle.

La pertinence de l'indicateur est fonction du degré d'urbanisation du territoire analysé. Son intérêt est grand en milieu périurbain, il est plus limité en zone rurale. Les incertitudes liées à cet indicateur peuvent être importantes à des échelles fines, le département par exemple pour les types d'occupation du sol les moins représentés. L'indicateur est d'autant plus pertinent que la classe d'occupation du sol est importante en termes de surface ; la variance est inversement fonction de la proportion d'occupation du sol. Par exemple, un département faiblement artificialisé mais avec une dynamique d'artificialisation forte sera bien plus mal échantillonné qu'un département fortement urbanisé. L'indicateur peut dès lors être difficilement décliné à une échelle plus réduite que nationale.

Le grain de précision de l'indicateur est adéquat aux échelles moyennes et petites (régionale, nationale, européenne). A échelle plus grande, des bases de données d'occupation du sol à grande échelle sont à privilégier. L'indicateur n'est ici décliné qu'au niveau national, ce qui est le plus approprié. Sa pertinence croît lorsque l'on passe de l'échelle locale à régionale et nationale. Il pourrait être comparé avec les autres pays européens échantillonnés selon le protocole Lucas.

Un changement de résolution spatiale ou temporelle aurait donc des effets sur la pertinence de l'indicateur. La nature même des objets observés peut être également légèrement différente. Plusieurs bases de données à grande échelle peuvent notamment montrer l'artificialisation du sol de manière différente de celle qui est retenue ici, en mettant l'accent sur la fonction de l'occupation du sol, en plus de sa nature. Par exemple, les surfaces en herbes artificielles et non agricoles (stade, golf) peuvent être prises en compte dans les BDOSGE (base de données d'occupation du sol à grande échelle) et pas dans l'enquête Teruti.

La relation entre l'indicateur et le phénomène décrit peut être modifiée avec un changement d'échelle. Si l'indicateur est utilisé à trop grande échelle, des phénomènes spécifiques, comme la détection de bâti urbain diffus, ne sont pas perçus.

C – Production de l'indicateur

Le calcul de l'indicateur n'est pas clair au vu des éléments présentés. Il est impossible à faire sans se référer aux documents de méthodologie de Teruti-Lucas. L'échantillonnage emboîté est trop complexe pour être compris (les explications fournies sont extraites du document méthodologique de Teruti-Lucas) et nécessite une bonne ingénierie[1]. Il manque en outre une information sur le calcul des surfaces à partir des résultats des points d'échantillonnage de l'enquête Teruti-Lucas.

1 L'article « Chiffres et données - Série Agriculture n°213 août 2010 » précise que « la détermination de la précision des estimations de surface à divers niveaux (France entière, région, département, petite région agricole, zonage spécifique) met en jeu des calculs complexes et implique des traitements informatiques particuliers ».

Selon l'évaluation, l'indicateur lui-même ne pose pas de difficulté, ce sont les données qui sont problématiques si l'on veut changer d'échelle, et notamment la manière dont on convertit les données obtenues par sondage ponctuel en surface et la capacité d'un échantillonnage aléatoire à refléter une évolution irrégulièrement distribuée spatialement. Pour estimer l'artificialisation, des données de télédétection de qualité sont à privilégier plutôt qu'un échantillonnage point par point.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation. Elle base notamment ses conclusions sur la documentation de l'enquête Teruti-Lucas et les données Agreste. L'évaluation remarque que la donnée n'a pas été optimisée pour mesurer l'indicateur présenté, mais pour mesurer les changements de pratiques agricoles, ce qui impacte sa précision et sa robustesse.

- **Robustesse :** La robustesse est faible. L'indicateur est robuste au niveau national et sur l'intervalle de temps de 8 ans mais manque de pertinence sous l'échelle départementale. La précision insuffisante de la mesure au niveau annuel (autour de 1% pour une variation annuelle de 1%) rend difficile l'interprétation des variations et affecte la robustesse de l'indicateur. Les éventuels biais peuvent venir d'erreurs d'appréciation locales ou de l'échantillonnage. L'évaluation relève que la source des données n'a pas été conçue essentiellement pour cet indicateur mais pour les milieux agricoles. Afin de contrôler ces biais, les résultats de l'utilisation de l'enquête Teruti-Lucas pour déterminer les surfaces artificialisées doivent impérativement être comparés à d'autres sources de données, et en particulier à la base de données topo IGN et à toutes les échelles spatiales. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'effet sur la robustesse. La robustesse de l'indicateur variera selon l'échelle de territorialisation. La réduction d'échelle entraîne une limitation des points d'échantillonnage : 300 000 points au niveau national permettent globalement 30 000 points en milieux artificialisés et 300 en moyenne au niveau départemental, avec une perte de fiabilité importante. L'évaluation précédente le signale en indiquant que son utilisation ne doit pas descendre en dessous de l'échelle du département, ce que précisent également les auteurs de l'enquête (Agreste, 2015). De plus, le thème « bâti » est l'un de ceux qui ont le plus mauvais résultat dans l'enquête : les indices de confiance sont très mauvais. Par exemple pour la Loire, il est donné une moyenne de 12704 ha bâti avec un demi intervalle de confiance de 3853, ce qui signifie que la valeur estimée du bâti se situe entre 8851 ha et 16557 ha, soit une valeur du simple au double ! A l'échelle régionale la précision est un peu meilleure, mais l'écart est parfois de plus de 50% entre la fourchette basse et haute. D'après le rapport de 2015, des tests ont été réalisés mais le détail n'est pas fourni.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est plutôt mauvaise pour une mesure annuelle fiable, mais assez bonne sur une échelle spatio-temporelle large. Les estimations de surface issues de l'enquête Teruti-Lucas peuvent être accompagnées d'indicateurs de précision. L'estimation annuelle de changement étant environ 66000 ha, cela correspond à 1% de la valeur totale de surface artificialisée. Deux problèmes affectent la précision des résultats. D'une part, l'échantillonnage aléatoire des points sur le territoire est fondé pour analyser un phénomène réparti aléatoirement, mais pas pour un phénomène spatialement localisé comme l'urbanisation à proximité des centres urbains. Les évaluateurs conseillent dans ce cas d'accroître la densité d'échantillonnage dans les secteurs sujets à évolution, ce que l'enquête ne fait pas, car mesurer le bâti n'est pas son objectif premier. D'autre part, la conversion des observations ponctuelles en surface conduit à un biais méthodologique pour le bâti. La méthode prévoit d'affecter les surfaces au prorata du nombre de points observés dans le département[2]. On introduit un biais important qu'on ne peut évaluer qu'en confrontant les résultats Teruti-Lucas à d'autres données, ce qui apparemment n'a pas été fait[3]. Compte tenu des

2 Par exemple, l'observation d'un taxon de la nomenclature conduit à affecter un 1000e de la surface du département à ce taxon si 1000 points sont observés sur ce département. Cette méthode n'est fondée que si les divers taxons ont une surface moyenne équivalente. Ceci est le cas entre les divers types de culture, d'autant que des rotations sur les parcelles existent souvent

3 Afin de connaître l'écart possible, une comparaison avec le taxon correspondant de la base de données topo de l'IGN pour le département de la Loire conduit à un résultat de 4437 ha à comparer à la fourchette entre 8851 et 16557 ha donnée par l'enquête Teruti, très

caractères de la base de données IGN et de sa précision connue, la fiabilité de la donnée Teruti ne peut être considérée que comme très mauvaise. Il faudrait bien évidemment l'évaluer aux diverses échelles et sur l'ensemble du territoire. Par ailleurs, la réduction d'échelle peut constituer un biais, elle est à déconseiller dans l'absolu avec cet indicateur, en particulier lorsque l'habitat et l'artificialisation sont très fragmentés, avec des parcelles plus petites que la grille d'échantillonnage Teruti-Lucas. La précision n'est pas adaptée pour tracer les variations du phénomène. Pour une échelle spatio-temporelle plus fine, une analyse basée sur de la photo satellite haute-résolution hyper-spectrale et associée à de la photo-interprétation serait de meilleure qualité en termes de précision. Un changement d'intervalle dans la collecte de données peut avoir un effet sur la précision de l'indicateur, allant vers une dégradation si l'enquête est répétée plus souvent : l'indicateur est d'autant plus fiable que l'espace de temps entre deux enquêtes est long. L'indicateur ne sera pas aussi précis à toutes les échelles territoriales car il est basé sur une méthode d'échantillonnage. Il dépend en effet d'un nombre de points d'échantillonnages dont le total représente 2,4 km2. A chaque réduction d'échelle, le nombre de points diminue et la précision diminue de concert.

- **Sensibilité :** La sensibilité apparaît assez faible car le plan d'échantillonnage Teruti-Lucas n'a pas été conçu pour détecter l'artificialisation qui n'est pas répartie aléatoirement sur le territoire. Le plus petit changement détecté par l'indicateur dépend de la précision de la mesure. Des changements inférieurs à 1% (valeur annuelle observée pour l'artificialisation) sont perdus, ce qui n'est pas satisfaisant. La sensibilité est bien meilleure sur un pas de temps plus long. La précision estimée permet difficilement d'interpréter les variations de rythme de consommation d'espace entre les années. Préciser davantage est difficile, car la nomenclature agrège des taxons dont le taux d'erreur est différent, il n'est en outre pas procédé à un tirage aléatoire nouveau pour chaque enquête. Les concepteurs de l'indicateur eux-mêmes reconnaissent la complexité d'évaluation de la précision de la donnée. Teruti ne relève l'occupation du sol que sur un échantillon de la surface nationale, que l'on peut estimer par le nombre de points de relevés que multiplie la surface représentée par chaque point (environ 10 m², soit 0,001 ha). L'échelle temporelle de mesure de l'indicateur (relevés tous les 2 ans sauf 2011) ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes. Il faudrait un changement massif (>2% par an) pour ce faire. L'indicateur n'est pas utilisé pour détecter de changements inhabituels. L'indicateur n'indiquera pas un événement qui n'a pas eu lieu. Il peut éventuellement ne pas détecter un changement qui s'est produit. L'indicateur ne sera pas aussi sensible à toutes les échelles territoriales, comme cela a été expliqué, du fait de la méthode d'échantillonnage. L'évaluation souligne enfin que des précisions sur la méthode ont été publiées depuis la dernière évaluation.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est surtout intéressant pour évaluer les tendances sur le long terme à l'échelon national. Il est considéré comme fiable pour le niveau national, sur un pas de temps supérieur à l'année ou à deux années. L'indicateur évoluera dans le même sens que le phénomène qu'il décrit, ce ne sera éventuellement pas le cas en cas de changements trop faibles pour être mesurés avec précision. Un changement dans l'intervalle entre deux collectes de données peut avoir une incidence sur la fiabilité de l'indicateur, et ira vers une dégradation si l'enquête est répétée plus souvent. Il n'aurait pas d'incidence si l'intervalle de temps total entre t1 et final restait assez important. L'indicateur est aussi fiable au niveau régional. Sa fiabilité est croissante avec la surface du territoire concernée.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité. En théorie, un territoire artificialisé connaît une baisse de biodiversité (par exemple désagrégation d'habitats). C'est plus complexe en pratique : si le territoire converti était à faible valeur de biodiversité (grandes cultures par exemple) et que sa conversion l'amène à un paysage péri-urbain mixte, il y aura un gain net pour la biodiversité. Toutefois, comme l'essentiel de l'artificialisation se fait dans des zones agricoles (>500000 ha entre 2008 et 2014) plutôt que des boisements

nettement en dehors de l'intervalle de confiance. On se situe dans un rapport de 1 à 3 par rapport à la moyenne.

et zones naturelles (autour de 400000 ha), le lien est difficile à établir. Il faudrait évaluer les différentes zones agricoles impactées. L'indicateur a également un lien avec le fonctionnement des écosystèmes. Un territoire artificialisé diminuera fortement l'infiltration des eaux pluviales, apportera polluants et eaux usées et subira des effets climatiques indésirables. L'indicateur établit enfin un lien avec les services écosystémiques. Un territoire artificialisé réduit ou empêche les services liés au cycle de l'eau ou à l'atténuation climatique par exemple. Le territoire peut aussi perdre en valeur de bien-être pour les habitants. La valeur seule de l'indicateur ne permet cependant pas d'évaluer le fonctionnement des écosystèmes ni les services écosystémiques. L'indicateur mesure l'artificialisation des sols, donc une transformation des habitats et de la biodiversité. Ses valeurs sont liées aux rythmes économiques et aux politiques d'aménagement.

- **Données** : L'évaluation insiste sur le fait que les données sont difficilement compréhensibles avec le texte actuellement proposé, ce qui est insuffisant pour comprendre vraiment la complexité du plan d'échantillonnage Teruti-Lucas. Un changement d'échelle spatiale ou territorial de l'indicateur nécessiterait d'adapter le jeu de données. Celui-ci n'est pas approprié pour un espace trop petit. Un tel ajustement est nécessaire pour tenir compte de la taille des départements ultramarins.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation formule un certain nombre de propositions visant à améliorer l'indicateur.

Selon l'évaluation, un indicateur réellement créé pour répondre à la question de l'artificialisation des territoires devrait être privilégié, plutôt que d'utiliser des données non conçues pour cela. Le sondage Teruti-Lucas n'est pas adapté pour l'analyse des évolutions du bâti et des surfaces artificialisées. Compte tenu de son imprécision (intervalle de confiance très important, biais probables), une étude de la qualité des résultats qu'il produit en comparaison avec d'autres sources de données s'impose afin de déterminer à toutes les échelles le degré de fiabilité de l'indicateur sur les trois items (bâti, artificialisé imperméabilisé et artificialisé non imperméabilisé). Il ne semble pas possible de continuer à l'utiliser sans avoir mené cette analyse compte tenu de l'ampleur de l'écart existant entre le résultat Teruti et la donnée exhaustive. L'indicateur pourrait donc être amélioré en abandonnant Teruti-Lucas et en utilisant les bases de données Spot-Théma sur l'ensemble du territoire national, ou des données de télédétection actuellement en production et issues d'imagerie satellite (Spot-6, Pléiades, etc.). L'indicateur deviendrait exhaustif, déclinable localement sans problème d'échelle (les données sont à 1m50-5m / pixel), spatialisé et comparable avec le reste du monde. L'évaluation suggère également, dans le cas de la poursuite de l'enquête Teruti-Lucas, de densifier les points d'échantillonnage autour des zones urbaines, ce qui est prévu dans le protocole mais non réalisé faute de financement.

Il convient également de se pencher sur les bases de données à grande échelle qui se mettent en place dans les régions (voir travaux de l'OSGE de l'IGN).

L'évaluation suggère de passer sur des données satellites haute résolution (1-10m) en multi (ou hyper) spectral, avec télédétection automatisée et rythme de passage pluriannuel, afin de tenir compte des variations du couvert agricole. A échelle fine, le végétal serait mesuré à l'opposé du bâti/de l'enrobé. Tous les changements d'échelles peuvent alors être envisagés et la fiabilité sera conservée jusqu'au niveau communal. Ces données devraient être disponibles grâce à des efforts de type Géosud. Il convient en outre d'examiner la possibilité d'utiliser la base de données topo IGN comme source de données alternative, celle-ci présentant plusieurs avantages[4].

4 La base de données TOPO IGN présente plusieurs avantages : 1- elle est exhaustive et n'est pas un sondage ; 2- les surfaces bâties sont dérivées d'orthophoto et du cadastre, les erreurs sont donc minimes ; 3- elle est maintenue à jour en permanence avec deux versions de mise à jour annuelles (accords entre les gestionnaires (collectivités) et l'IGN) ; 4- elle est spatialisée, permettant ainsi de produire d'autres types d'indicateurs spatiaux (comme la distance moyenne entre bâtiments par exemple, qui peut être un indicateur utile pour le fonctionnement écologique) ; 5- elle est utilisable à toutes les échelles ; 6- elle est la base de données de référence de tous les opérateurs gestionnaires de territoire, d'où une cohérence entre l'indicateur et les données quotidiennement manipulées par les gestionnaires sur le terrain. Ceux-ci pourraient calculer sur leur territoire l'indicateur et se situer par rapport aux indicateurs nationaux ; 7- le traitement de la base pour obtenir l'indicateur pourrait se faire assez rapidement moyennant l'écriture d'un script. Voir : http://professionnels.ign.fr/ocsge.

L'évaluation propose également une comparaison avec les données de télédétection sur de l'imagerie récente. Les données du fond physionomique du programme CarHab qui produit une donnée « bâti » par département pourraient être également testées sur les départements pilotes, tels que le Cher ou la Loire.

Un évaluateur rappelle que, dans l'absolu, l'artificialisation du territoire devrait être nulle ; la population augmentant, il est cependant compréhensible que cette artificialisation augmente au même rythme que celui de la population. Un indicateur basé sur la différence entre les pentes des deux courbes compléterait l'indicateur principal.

D'autres indicateurs spatialisés seraient en outre sûrement nécessaires pour interpréter et préciser le sens de cet indicateur brut dont le fondement repose sur l'idée que l'urbanisation et la consommation d'espace par la ville est néfaste pour la diversité, en tout cas davantage que des pratiques d'agricultures intensives. Ce qui est loin d'être toujours le cas. Par ailleurs, un indicateur donnant le rythme de l'artificialisation total, subdivisé en catégories « origine espace non-cultivé », « origine espace agricole intensif (céréales, vignes, protéagineux...) », « origine espace agricole permanent extensif (prairies de fauche ou de pâture) » pourrait permettre de mieux évaluer l'impact sur la biodiversité. La nature de l'artificialisation serait également importante à renseigner, par exemple : « espaces urbaines denses », « espaces industriels et tertiaires », « espaces périurbains peu denses ». Une valeur d'artificialisation (en pourcentage d'espace non végétalisé) pourrait remplacer la valeur binaire.

Pour finir, l'évaluation souligne que les remarques faites par la précédente évaluation sont encore valables aujourd'hui.

F -Bibliographie des évaluateurs

L'utilisation du territoire en 2014. Agreste Chiffres et Données. Agriculture n° 229 mars 2015;

L'utilisation du territoire en 2009. Agreste Chiffres et Données. Agriculture n°213 « Méthodologie » http://ign.fr/institut/sites/all/files/synthese_des_besoins_ocs-ge_comor.pdf (p17).

Droesbeke J.-J., Lejeune M., Saporta G. 2006. Analyse statistique des données spatiales, Technip.

Le Ber F., Benoit M., Schott C., Mari J.-F., Mignolet C., Studying crop sequences with CARROTAGE, a HMMbased data mining software 2006 Ecological Modelling191.

Pumain D., St Julien T. 2010. L'analyse spatiale – volume 1 : « Localisations dans l'espace », volume 2: « Les interactions », Paris : A. Colin (coll. « Cursus »). 2nde édition.

Slak M.-F., (1999) Applications multiples d'une enquête sur l'occupation/l'utilisation des sols: l'exemple de TERUTI, p 169-179 dans "Les systèmes d'information sur l'occupation et l'utilisation des sols pour les besoins des politiques communautaires", EUROSTAT thème 5, 203 p.

Xiao et al. 2014, Computers and Electronics in Agriculture, 102, 51-63.

Xiao et al. 2015, Journal of Integrative Agriculture, 14(8): 1511–1523.

Référencement

Etlicher, B., Kaufmann, B., Rousseaux, F. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Artificialisation du territoire métropolitain ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

COMPLÉTUDE DU RÉSEAU D'AIRES PROTÉGÉES POUR LES ESPÈCES À ENJEUX

Proportion d'espèces SCAP (Stratégie de Création d'Aires Protégées) pour lesquelles le réseau métropolitain d'aires protégées est considéré comme satisfaisant ou partiellement satisfaisant pour en assurer la conservation (complétude géographique)

Code indicateur
SNB-B05-12-APT3
Évaluation FRB- i-BD² : N°5

Évaluation réalisée par
Pierre-André Crochet
Isabelle Witté

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
16 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente. Elle souligne que cet indicateur est fortement lié à la supposition que si une espèce se trouve dans un département, le réseau d'aires protégées du département couvre suffisamment son aire de répartition pour assurer sa conservation. Ce que le mode de calcul ne permet pas d'assurer. Elle formule un certain nombre de propositions pour préciser l'indicateur.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur mesure la complétude du réseau d'aires protégées nationales pour un panel de 463 espèces continentales remarquables qui nécessitent des aires protégées. Il rend compte de la proportion d'espèces bénéficiant d'un réseau suffisant et d'un réseau partiel, avec une pondération différenciée de ces deux niveaux de complétude.

L'indicateur concerne les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB. Il se révèle être modérément pertinent pour l'orientation B. En effet, il l'est si l'on considère que la présence d'une aire protégée à proximité des sites de présence garantit la capacité d'évolution des espèces. Cette considération dépend non seulement de la conformation des aires protégées mais aussi des effectifs des espèces à la fois dans et autour des aires protégées. De plus, la présence d'une espèce dans une aire protégée est à priori un facteur qui devrait augmenter ses probabilités de persistance, donc l'indicateur est en partie pertinent. Cependant, on ne peut faire de lien direct entre la présence d'une espèce dans une aire protégée et la capacité de l'aire protégée en question à assurer la persistance de l'espèce. Il faudrait disposer d'informations plus précises afin de savoir si l'aire protégée en question contribue à préserver l'espèce ou non. Est-ce que l'espèce présente des populations démographiquement viables dans l'aire protégée ou est-elle observée de manière occasionnelle, ou en nombre tellement faible que la population ne peut être maintenue dans l'aire protégée, ou uniquement

pendant une partie de son cycle journalier ou annuel ? Il serait possible d'avoir, pour une espèce présente dans une aire protégée, une absence d'impact sur la conservation de l'espèce (par exemple, un héron crabier ou un goéland railleur en halte migratoire sur une aire protégée) ou un impact majeur (une colonie de héron crabier ou de goéland railleur). Si, comme le suggère la fiche de l'indicateur, l'information utilisée est « présence de l'espèce dans au moins une aire protégée », sans savoir si l'aire protégée contribue à la persistance de l'espèce, alors l'indicateur est moyennement pertinent et facilement améliorable.

Concernant la préservation de la capacité du vivant à évoluer, l'indicateur est très peu voire pas pertinent. La « capacité d'évolution » dépend avant tout de la diversité génétique et de sa distribution spatiale, elles-mêmes déterminées par l'histoire des populations et leur diversité existante, leur taille, leur connectivité et fragmentation. Ces éléments ne sont pas évalués par cet indicateur.

L'indicateur s'inscrit bien dans l'orientation E, dans la mesure où il repose sur une liste d'espèces fixe.

Il est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, B5 et E14. Il répond également à E15 en termes de contrôle de l'efficacité. Il n'est en effet pas sûr qu'un indicateur « assure » l'efficacité d'une politique, l'indice doit prévoir des mesures de progression.

La description de l'indicateur correspond bien à son intitulé et sa valeur est bien expliquée. Elle ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance et cela n'est pas nécessaire, s'agissant d'un pourcentage absolu mesuré sur un ensemble fini (liste d'espèces).

Concernant les illustrations, préciser le visuel 1 pour montrer la part des réseaux partiels par rapport aux réseaux suffisants dans la note finale serait un ajout pertinent pour apprécier la proportion réelle de réseaux suffisants. La 2e figure apporte un complément d'information. Cependant, sa légende indique : « *Suffisamment représentées = Aires protégées dans plus de 20 % des départements de présence de l'espèce* », alors que le seuil devrait être de 60% et non pas 20%, qui est le seuil bas pour les espèces partiellement représentées. Aucun biais n'est à relever dans les illustrations.

L'interprétation de la valeur pourrait éventuellement être sujette à erreur. L'indicateur est défini comme la « *proportion d'espèces pour lesquelles le réseau métropolitain d'aires protégées est considéré comme satisfaisant ou partiellement satisfaisant pour en assurer la conservation* ». Or, le mode de calcul n'assure en aucun cas que le réseau d'aires protégées est satisfaisant pour aucune des espèces. On peut avoir, pour une espèce jugée « satisfaisante » (au moins une aire protégée l'abrite dans 60% des départements de présence), un pourcentage de la distribution en aire protégée qui soit extrêmement faible et une situation qui ne permet pas d'en assurer la conservation.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Selon l'évaluation, les niveaux de pondération entre les réseaux partiels et suffisants pourraient être justifiés et une précision donnée sur le rythme de réactualisation de la liste d'espèces. Comme le proposait l'évaluation précédente, il serait utile d'ajouter un lien vers les espèces SCAP concernées.

L'indicateur ne présente pas de valeur ayant une signification particulière mais une valeur cible de 100%, dont le pas de temps n'est pas spécifié. L'évaluation suggère de s'appuyer sur le pas de temps prévu pour atteindre l'objectif de 2% pour les aires protégées SCAP (10 ans à partir de 2009).

La pertinence de l'indicateur peut être très variable selon les espèces. Par exemple pour des oiseaux ou des mammifères mobiles, la présence de l'espèce, si elle est établie par l'observation d'individus isolés et une présence occasionnelle, n'a aucune pertinence pour évaluer la contribution d'une aire protégée à sa conservation.

L'échelle territoriale de restitution et le grain de précision de l'indicateur sont adéquats. La restitution nationale, au vu de l'objectif poursuivi, est appropriée. Selon l'évaluation, il n'est pas évident de déterminer si un éventuel changement d'échelle aurait une incidence sur la pertinence de l'indicateur ou sur sa relation avec le phénomène qu'il décrit.

C – Production de l'indicateur

La manière de calculer l'indicateur est claire. Il n'y a pas d'autres modes de calcul.

L'indicateur devrait mesurer la proportion des effectifs ou de la distribution qui est dans les aires protégées, et non la proportion des départements où au moins une aire protégée abrite l'espèce. En effet, une espèce n'est pas représentée de manière suffisante parce qu'au moins une aire protégée dans 60% des départements de présence la concerne. Une espèce est représentée de manière suffisante parce qu'un certain pourcentage de sa distribution, de ses zones géographiques clé (zones de nidification, de halte migratoire, d'hivernage pour les espèces migratrices) ou de ses populations est effectivement inclus dans des aires protégées. Si celles-ci sont petites au regard des distributions départementales, il peut y avoir une faible corrélation entre le pourcentage de la distribution inclue dans des aires protégées et le pourcentage de départements où au moins une aire protégée abrite l'espèce. A l'inverse, une espèce peut être présente dans 10, 20 ou 30 départements alors qu'un seul département abrite 90% de sa distribution ou de ses populations. Il est plus important dans ce cas de préserver plusieurs populations dans ce département qu'une population dans chaque département.

La pondération utilisée dans le calcul semble « conservative » dans la mesure où les espèces peu représentées ne sont pas prises en compte et les espèces partiellement représentées ne comptent que pour la moitié du poids des espèces bien représentées. On a donc un indice prudent. De plus, les pondérations, comme les seuils auxquels elles sont appliquées, sont arbitraires. Une pondération continue serait peut être plus judicieuse, mais mènerait à une confusion sur les déterminants de la valeur finale (valeur moyenne uniquement parce que toutes les espèces sont moyennement représentées, ou moitié d'espèces très bien représentées et moitié pas représentées du tout ?). Actuellement, le graphe n°2 permet de voir les effectifs d'espèce par classe de représentation, ce qui compense ce problème.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme robuste, en ce qu'il repose sur l'ensemble de la connaissance et parce que des évaluations indépendantes donneraient des valeurs similaires (indicateur répétable). Il est cependant mal adapté aux objectifs associés. En matière de biais, les remarques détaillées précédemment s'appliquent également ici. Le pourcentage de départements où l'espèce est inclue dans au moins une aire protégée est un très mauvais indicateur de son niveau de protection. De plus, une espèce protégée dans une aire protégée dans tous les départements et une espèce protégée dans de nombreuses aires protégées dans tous les départements sont considérées au même niveau alors que leur niveau de « protection » dans les aires protégées est très différent. Enfin, deux départements abritant la même espèce peuvent avoir des responsabilités totalement différentes en termes de conservation. Il peut être souvent plus intéressant de protéger 10 populations dans un département que 3 populations dans 3 départements. L'échelle départementale apparaît clairement comme peu appropriée pour cet indicateur. Afin de limiter ces biais, l'évaluation suggère : 1) d'évaluer directement le pourcentage de la distribution, des populations connues ou des effectifs inclus dans des aires protégées, en excluant les espèces présentes de manière occasionnelle ou pour lesquelles les aires protégées ne présentent pas d'intérêt (présence marginale, occasionnelle, ou dont les sites de reproduction ou essentiels à son cycle de vie ne sont pas inclus dans l'aire protégée, et 2) changer la valeur cible puisque l'objectif ne sera plus d'avoir 100%. On peut par exemple utiliser les objectifs d'Aïchi « Biodiversity Targets », ou bien moduler les objectifs par espèce en fonction de la responsabilité de la France et mesurer le pourcentage des objectifs atteints. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux

collectes n'aurait pas d'incidence sur la robustesse. L'indice est calculé sur une profondeur temporelle de données importante pour maximiser l'information sur la distribution des espèces.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est faible. Celui-ci est appliqué à une échelle très macro, il est par essence imprécis puisque les données se situent au niveau du département et sont rendues à l'échelle nationale. Les imprécisions peuvent avoir les mêmes origines que pour la robustesse. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes n'aurait pas d'incidence sur la précision de l'indicateur. Celui-ci est donné à l'échelle nationale, l'échelle départementale est mal adaptée pour tracer les variations du phénomène décrit. L'indicateur n'a pas vocation à être transposé à plus petite échelle que l'échelle régionale, surtout si la liste d'espèces n'est pas adaptée à la nouvelle échelle. Certaines régions, par exemple, n'atteindraient jamais 100% parce qu'elles n'ont pas toutes les espèces de la liste sur leur territoire. L'évaluation souligne que les commentaires de la section « Analyse de l'indicateur » de la fiche ONB expliquent bien les limites de la valeur.
- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est faible et est toujours liée à la précision des données. Les évaluateurs relèvent que certaines espèces ayant une petite surface de distribution (seulement 1 ou 2 départements) peuvent avoir un effet de levier important puisque leurs valeurs passent beaucoup plus rapidement de 0 à 100% que les espèces à large distribution. L'indicateur mesure une proportion d'espèce, le plus petit changement détecté est donc la disparition ou l'apparition d'une espèce dans un département (donc l'apparition d'une nouvelle donnée ou l'invalidation d'une donnée ancienne) et l'apparition d'une nouvelle aire protégée dans un département. Il n'y a pas de limite supérieure tant que l'indicateur n'est pas à 100%. L'échelle temporelle de mesure de l'indicateur ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes et ce n'est pas l'objectif. Il n'alerte pas non plus sur des changements inhabituels. Concernant les données utilisées pour le calcul, des erreurs sont possibles à de multiples niveaux. C'est la validation et non la répétition des données qui peut s'en affranchir (erreurs de détermination, erreurs dans les bases de données, etc.). L'indicateur pourrait détecter un changement qui n'a pas eu lieu. L'amélioration des connaissances sur la distribution ou l'identification de n'importe quelle espèce SCAP peut changer son statut (au sens des 3 classes définies par l'indicateur) sans changement réel de son état de conservation ou de son niveau de protection. L'indicateur pourrait ne pas détecter un changement qui a eu lieu en cas d'absence de données sur la présence d'espèces SCAP dans un département, ce qui est cependant peu probable, ou bien si les données de présence dans les aires protégées ne sont pas assez souvent actualisées. Il faudrait en outre des inventaires fréquents dans les aires protégées pour les espèces SCAP (avec le même pas de temps que les révisions de l'indicateur).
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme étant moyennement fiable, pour les raisons déjà évoquées, il est difficile de faire le lien entre les variations de l'indicateur et le phénomène qu'il décrit (proportion d'espèces SCAP pour lesquelles le réseau d'aires protégées est satisfaisant). L'indicateur ne peut varier dans un autre sens que le phénomène, étant strictement additif il ne peut donc pas décroître si des aires protégées nouvelles sont créées. Toutefois, cela pourrait arriver en cas de manque de connaissances sur la distribution, d'erreurs d'identification, etc. Un évaluateur rappelle également qu'une espèce peut voir son statut s'améliorer parce qu'elle décline. Ainsi, une espèce qui disparaît de plusieurs départements peut passer de 50% des départements de présence avec une aire protégée qui l'abrite à 80% des départements avec une aire protégée qui l'abrite. Elle décline donc mais est de mieux en mieux représentée dans les aires protégées en termes de pourcentage des départements. Le pourcentage d'espèces correctement préservé aura probablement tendance à augmenter lorsque les espèces déclinent puisque moins il y aura de départements avec l'espèce, moins il y aura besoin d'aire pour la protéger. Si ce n'est pas « faux » puisqu'on aura effectivement une proportion plus importante de la distribution dans des aires

protégées, cela s'éloigne de ce que l'indicateur tend à mesurer, l'indicateur pouvant augmenter sans que la conservation des espèces cibles n'évolue de manière positive. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes n'aurait pas d'incidence sur la fiabilité tant que l'emprise temporelle des données utilisées est précisée. Néanmoins, si la collecte des données englobe la mise à jour des inventaires des espèces dans les départements et les aires protégées, il y aurait peut-être une incidence. Il faudrait que le calcul de l'indicateur se base sur des données de présence collectées dans un pas de temps récent. Cela est en pratique difficile si les gestionnaires des aires protégées n'ont pas les moyens d'actualiser l'inventaire des espèces SCAP entre deux révisions de l'indicateur.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct et avéré avec la biodiversité, puisqu'il cherche à évaluer la proportion des espèces à enjeux qui sont préservées par leur inclusion dans les aires protégées. Il repose sur une idée de groupe d'espèces indicatrices (les espèces SCAP) supposées rendre compte de la congruence des aires protégées avec la distribution de la diversité. Il n'a en revanche aucun lien avec le fonctionnement des écosystèmes ni avec les services écosystémiques. La pertinence peut néanmoins s'en trouver limitée, du fait que l'indicateur tendra à augmenter lorsque les espèces cibles se raréfient, ce qui est le contraire des objectifs de conservation poursuivis. L'indicateur poursuit des objectifs biologiques, avec les nombreuses limites exposées plus haut, mais également des objectifs politiques. Selon l'évaluation, l'indicateur est intéressant, même si l'on peut s'interroger sur la pertinence de la liste d'espèces retenues, celle-ci devrait évoluer pour optimiser l'indicateur.
- **Données** : Une autre subdivision spatiale que les départements devrait être utilisée. Pour l'outre-mer, l'évaluation souligne que les listes d'espèces seraient à adapter.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation rappelle que cet indicateur est fortement lié à la supposition que si une espèce se trouve dans un département, le réseau d'aires protégées du département couvre suffisamment son aire de répartition pour assurer sa conservation. Sans étude qualitative des aires protégées et de leur intérêt pour l'espèce, il est difficile de trancher sur la suffisance du réseau. L'évaluation propose de revoir la construction de l'indicateur au vu des remarques et suggestions formulées précédemment. L'indicateur devrait mesurer la proportion des effectifs ou de la distribution qui est dans les aires protégées, et non la proportion des départements où au moins une aire protégée abrite l'espèce.

L'évaluation suggère de mieux tenir compte de la distribution des espèces dans les aires protégées des régions (espèces présente dans une seule aire ? Dans plusieurs ? Ratio de la surface d'aire de répartition dans le département vs. présence dans les aires ?). Par ailleurs, peut-être manque-t-il un modèle nul de référence pour évaluer si la valeur de l'indicateur peut être atteinte par hasard compte tenu des gradients naturels de diversité.

Elle propose également de vérifier la validité de la base de données de présence des espèces SCAP dans les aires protégées, d'exclure les espèces dont les aires protégées ne participent pas à la conservation (présence occasionnelle), ou encore d'indiquer ou traiter différemment les espèces pour lesquelles les aires protégées n'assurent la préservation que d'une partie des habitats ou ressources nécessaires aux cycles annuels et sont donc insuffisants pour la préservation de ces espèces.

Toutefois, l'indicateur est tellement général et macro que les améliorations changeraient son sens ou empêcheraient la comparaison des résultats dans le temps (évolution de la liste d'espèces par exemple).

Toutes les recommandations de la précédente évaluation n'ont pas été suivies, notamment l'utilisation de seuils plancher pour la représentation des espèces dans les aires protégées (présence dans au moins 3-5 aires pour considérer l'espèce comme couverte pour le département).

F -Bibliographie des évaluateurs

Coste S., Comolet-Tirman J., Grech G., Poncet L., Siblet J.-P. (2010) Stratégie Nationale de Création d'Aires Protégées ; Muséum National d'Histoire Naturelle ; Service du Patrimoine Naturel ; 84 pages ; Première phase d'étude – Volet Biodiversité Rapport SPN 2010.

CBD (2010) Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. UNEP/CBD/COP/10/INF/12/Rev.1.

Référencement

Crochet, P.-A., Witté, I. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Complétude du réseau d'aires protégées pour les espèces à enjeux ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ONB
Observatoire National de la Biodiversité

DÉPLACEMENT DES ESPÈCES LIÉ AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

Évolution de l'indice thermique moyen des communautés d'oiseaux en réponse au changement climatique

Code indicateur
SNB-D11-12-DCC1
Évaluation FRB- i-BD² : N°6

Évaluation réalisée par
Nina Hautekeete
Joan Van Baaren

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
18 juillet 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente. Elle reconnaît la robustesse, la précision, la sensibilité et la fiabilité de l'indicateur, mais insiste sur sa complexité et la nécessité de fournir davantage d'explications dans la fiche ONB.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente les variations interannuelles de l'indice thermique moyen des communautés (CTI) d'oiseaux en réponse au changement climatique, ainsi que la distance moyenne de déplacement vers le nord équivalant à cette recomposition des communautés.

L'indicateur s'inscrit dans l'orientation stratégique B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer ». Il prend en compte l'ensemble des communautés d'oiseaux, espèces communes comme menacées, ce qui correspond à cette orientation et peut donner des informations sur une des réponses des communautés d'oiseaux aux changements climatiques, leurs déplacements.

L'indicateur est en revanche moins pertinent pour répondre à l'orientation stratégique D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité », le lien est moins immédiat. L'indice en lui-même considère la pression du changement climatique mais ne propose pas de pistes pour limiter cette pression ou ses effets.

Quatre objectifs sont associés à l'indicateur, B4, B6, D11 et D12.

L'objectif B4 propose de suivre l'état de la biodiversité, l'indicateur y contribue partiellement car il permet de faire un état des lieux des déplacements d'espèces. En revanche, il ne donne pas d'indications sur l'état de conservation de ces espèces, ni sur le nombre d'individus de chaque espèce ni sur les efforts de conservation nécessaires. L'objectif B6 quant à lui est très lié à l'ingénierie écologique, ce qui paraît assez éloigné de l'indicateur. L'objectif D11 vise à mieux connaître les pressions sur la biodiversité, comprendre leurs causes et leurs effets et engager des actions concrètes de réduction. L'indicateur permet de mieux connaître l'impact du changement climatique. Il essaie de mesurer ses effets et de maîtriser les pressions climatiques et/ou les pressions limitant le déplacement des espèces. En revanche, il n'est pas lié à des actions concrètes de réduction de ces effets. Le dernier objectif, D12, porte sur l'utilisation des ressources.

La guilde des oiseaux sauvages n'est pas une ressource en tant que telle, la pertinence pour cet objectif n'est dès lors pas évidente.

L'intitulé correspond à la description de l'indicateur. Celui-ci est néanmoins limité aux espèces d'oiseaux alors que le titre peut laisser penser que toutes les espèces sont visées. En outre, il reste l'ambivalence d'un indicateur basé sur le suivi des abondances d'espèces d'oiseaux, chacune associée à un indice thermique en fonction de sa distribution d'origine. Ce suivi permet de calculer un indice thermique moyen de la communauté d'oiseaux, et son évolution est liée aux changements d'abondance de ces espèces, ce que n'annonce pas l'intitulé qui porte sur le déplacement. L'explication n'est fournie que bien plus loin. L'intitulé et le texte de présentation ne permettent pas de comprendre le lien. Il n'est pas expliqué comment est calculé l'indice thermique de l'espèce, ni comment/pourquoi les changements d'abondance modifient l'indice de la communauté. Or, il est nécessaire d'expliquer que l'indice moyen de la communauté augmente en raison du déplacement vers le nord de l'aire de distribution (actuelle donc) des espèces ou, plus justement encore, par des modifications de l'aire et du barycentre, et des abondances locales, ce qui explique le « glissement » effectué entre indice de température des communautés et déplacement. Par ailleurs, la nature des changements de composition en espèces n'est pas expliquée et reste obscure même pour un lecteur averti. Y a-t-il seulement des changements d'abondances, des gains des pertes d'espèces, cela va-t-il dans le sens des gains d'espèces ou augmentation d'abondance pour les espèces d'indice thermique élevé ou des pertes/diminution d'abondance pour les espèces d'indice thermique faible ?

La valeur de l'indicateur en elle-même est juste. Le terme « retard » à l'ajustement est toutefois connoté négativement, il semble que ce soit un très mauvais signe pour les espèces. Or, si une interprétation est que les espèces n'arrivent pas à se déplacer assez vite (distance de migration, barrières...), une autre interprétation est que les espèces sont plastiques[1] ou s'adaptent par évolution génétique. L'évolution seule ne peut probablement pas expliquer ce décalage, mais il conviendrait d'être plus prudent ou plus explicatif. Par ailleurs, la phrase présentant la valeur n'est pas facilement compréhensible, il n'est pas précisé à quoi la valeur est équivalente. L'indice est complexe, il n'est pas évident de le décrire en une phrase courte. Il est suggéré : « *L'indice thermique de la communauté d'oiseaux communs diurnes métropolitains a évolué vers des valeurs plus élevées, équivalant à un déplacement de ces espèces vers le nord de 4,6 km/an en moyenne entre 1989 et 2013* ».

La valeur de l'indicateur est accompagnée d'un intervalle de confiance qui est nécessaire puisque l'indice est basé sur des observations de nombreuses espèces qui ont des réactions très différentes. Le nombre d'espèces étudiées n'est pas donné. Le nombre de points d'observations (16820) est quant à lui donné, mais pas explicité (c'est un total, pas un nombre de sites par an). Ils sont référés comme « points STOC », l'acronyme devrait donc être précisé. Une carte serait intéressante pour visualiser la couverture géographique de l'échantillonnage. Par ailleurs, les chiffres fournis dans le texte ne sont pas associés à un intervalle de confiance. Cela serait tout à fait possible, donc préférable.

L'illustration correspond au message véhiculé par l'indicateur. Sa légende devrait toutefois être complétée pour une compréhension immédiate. Les espèces de différents milieux ont des changements de CTI différents (milieux ouverts, etc.), or il n'y a pas de courbe afférente à la description. Par ailleurs, il semble improbable que le lecteur comprenne pourquoi les résultats par habitat sont importants. L'interprétation de ces différences est en outre un vrai sujet qui n'est absolument pas abordé. On peut légitimement se demander (1) pourquoi ces informations par milieu sont données, et (2) ce que cela signifie et comment l'interpréter. Enfin, l'évaluation souligne que le graphique a comme ordonnée le CTI, dont la signification n'est pas explicitée, ni dans la légende de la figure ni dans le texte. L'explication vient seulement dans la définition.

Il ne semble pas y avoir de biais de visualisation. La légende « *équivalant à un glissement vers le nord* » est toutefois incomplète ou peu claire sans avoir lu les explications : il s'agit d'un glissement cumulé, puisque que l'on arrive aux 110 km présentés dans le texte sous-jacent, pas d'un équivalent annuel. Alors que la valeur affichée de l'indice est la moyenne annuelle. Finalement, le graphique ne représente PAS cette valeur! Le graphique est correct, mais sa légende est trop courte et les légendes des axes ne sont

1 Forme d'adaptation positive jusqu'à un certain point, pouvant retarder aussi une autre forme de réponse, génétique par exemple, ou un déplacement.

pas suffisamment complètes. En effet, la valeur (4,6km/an en moyenne) doit changer à chaque mise à jour de l'indicateur, car c'est une moyenne depuis le début, et chaque nouvelle valeur peut donc modifier cette moyenne (elle était de 2,9km/an lors de la dernière évaluation). La phrase d'explication « *Cela se traduit par un changement de composition dans les communautés d'oiseaux avec des espèces qui deviennent plus ou moins abondantes* » peut induire en erreur car l'indice n'évoque pas les abondances des différentes espèces mais seulement de leur aire de répartition. On comprend en lisant le détail des calculs que l'abondance est prise en compte à une étape de la construction de l'indice, mais c'est trop vaguement expliqué. Le retard de remontée des espèces d'oiseaux vers le nord par rapport à l'augmentation des températures est ensuite expliqué dans le texte. Il semblerait que la mesure de ce retard soit un des objectifs de cet indice, l'évaluation demande pourquoi ne pas alors réaliser un graphique sur ce retard. L'interprétation de la valeur de l'indicateur n'est pas sujette à erreur.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

D'une manière générale, l'évaluation souligne le manque d'explications. Seuls des lecteurs initiés pourraient comprendre l'indicateur. La manière dont l'indice thermique des espèces est calculé ou le lien entre la modification des communautés et un déplacement vers le nord doit être explicité.

Il n'y a pas de valeur ayant une signification particulière associée à l'indicateur. Celui-ci présente un constat. Les valeurs de cet indice sont cependant à comparer avec celles de l'augmentation des températures, c'est l'équivalence en déplacement vers le nord en kilomètres qui peut être comparé au déplacement des zones climatiques. Les valeurs des températures peuvent représenter des valeurs seuils. En effet, il semble que l'un des intérêts de cet indice soit d'étudier le « retard » de la réponse des communautés d'oiseaux par rapport à l'augmentation des températures. Le retard disparaît si les valeurs de cet indice rejoignent l'augmentation des températures. Si elles la dépassent, cela voudrait dire que le changement climatique n'est pas le seul responsable de ce déplacement vers le nord.

Il n'y a pas non plus de valeur cible. Cet indice est plutôt une étude d'un phénomène qu'un objectif à atteindre. Il n'est pas surprenant que l'indice soit inférieur à l'augmentation des températures, de nombreuses études ont montré que les espèces ont d'autres contraintes que les changements climatiques pour modifier leurs aires de répartition, notamment leurs liens avec les autres espèces (leur nourriture, leurs proies, raréfaction des habitats...).

L'évolution de l'indicateur dépend des milieux et l'interprétation en termes de déplacement vers le nord n'est pas directement transposable en montagne, comme le suggère la fiche ONB. Dans les deux cas, cela n'est pas suffisamment détaillé pour être compréhensible par les lecteurs. De plus, cet indice varie considérablement selon les habitats. Cela est simplement expliqué dans le texte mais n'apparaît pas sur le graphique proposé tous habitats confondus. Il n'est pas précisé combien d'espèces d'oiseaux sont considérées dans chacun des habitats. L'indice varierait très certainement en fonction du type d'espèces prises en compte (migratrices ou non par exemple), comme précisé dans le texte, sans que l'on sache à ce jour l'intensité de la variation puisque cet indice n'a pas été mesuré sur d'autres groupes taxonomiques. Il est difficile de dire si la valeur obtenue dans les différents habitats a un degré de pertinence plus fort pour certains habitats que pour d'autres. La valeur, quelle qu'elle soit, est intéressante à connaître pour chacun des habitats considérés.

Un changement d'échelle ne modifierait pas la relation de l'indicateur avec le phénomène décrit, mais des variations de tendance (de pente) sont probables entre régions. L'échelle spatiale de restitution est nationale, elle correspond au STOC et est moins sujette à des difficultés d'interprétation que les échelles locales. Elle est pertinente car elle nécessite un grand nombre de participants (réseau de 1000 observateurs professionnels). Un changement d'échelle spatiale ne devrait pas modifier la pertinence de l'indice par rapport aux enjeux. Toutefois, passer à une échelle supérieure entraînera des difficultés de protocoles communs et de recueil des données. A une échelle plus petite, les aires de répartition risquent d'être trop réduites, mais comme la répartition des points de relevés sur le territoire n'est pas précisée, il est toutefois difficile de se prononcer sur les échelles inférieures. L'échelle temporelle est annuelle et ne peut être plus courte, les relevés sont réalisés pendant la période de nidification des oiseaux. Les relevés pourraient se faire à des intervalles de temps supérieurs à une année, mais cela

ne présenterait pas d'intérêt particulier. Un allongement de l'échelle temporelle rendrait l'indice moins détaillé sur son évolution, mais ne changerait pas sa pertinence. Une comparaison avec les résultats européens pourrait être intéressante.

Cela dit, l'indicateur est considéré par Clavero et al. (2012) comme sensible aux effets d'échelle et aux biais spatiaux d'observation. Par exemple, en raison de l'abandon de pratiques agricoles dans certaines régions[2], les formations arbustives et arborées (succession végétale vers la forêt) se développent. Or, elles abritent des espèces d'indice thermique plus faible (non confirmé par Kampichler et al. 2012 en France). Clavero et al. 2012 ont testé des données à différentes échelles d'observation ainsi que l'effet du paysage (les STI des espèces sont différents en moyenne d'un habitat à l'autre), suggérant des biais avec des échelles trop réduites et les biais spatiaux d'observation.

C – Production de l'indicateur

Les explications sur la manière dont est calculée la valeur de l'indicateur pourraient être améliorées. L'indice est complexe et les explications sont courtes. Elles permettent de comprendre globalement la démarche, mais pas de refaire les calculs.

La méthodologie a été modifiée en 2001 et n'a pas changé depuis. Elle n'est pas assez détaillée et il n'est pas précisé s'il y a plusieurs modes de calcul. L'évaluation indique que l'échelle européenne pour la distribution des espèces et le calcul des indices par espèce est parfois critiquée pour ce type de méthodes basées sur l'enveloppe climatique des espèces, pouvant sous-estimer les valeurs élevées et surestimer les valeurs faibles. Les tendances restent cependant probablement similaires.

Il est possible de modifier les méthodes de calcul des indices par espèce (en utilisant une distribution mondiale et non européenne, en utilisant les températures minimales ou quartiles inférieurs et non la température moyenne) et de limiter les biais[3]. La tendance devrait cependant rester la même.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques. L'indicateur est robuste, précis, sensible et plutôt fiable.

- **Robustesse :** L'indicateur est robuste, surtout depuis les changements méthodologiques opérés en 2001. Les auteurs de l'indicateur ont eux-mêmes expliqué les biais possibles et leur manque de significativité. Pour limiter les biais, un échantillonnage et une analyse hiérarchisés pour prendre en compte les habitats ont été mis en place. Les observateurs sont en outre plus expérimentés. Le pas de temps actuel est annuel, une mesure biologique est réalisée par an. C'est le meilleur intervalle possible. S'il est possible d'avoir des données annuelles, le suivi de cet indice et sa sensibilité seront meilleurs que si l'intervalle de temps s'allonge. L'évaluation recommande d'éviter l'analyse à l'échelle régionale, à moins de bien contrôler les facteurs (l'habitat par exemple). Des tests ont été réalisés sur l'impact d'espèces manquantes (Godet et al. 2011), le passage de l'abondance à l'occurrence (Devictor et al. 2008) et l'effet habitat (Devictor et al. 2008).
- **Précision :** La précision de l'indicateur est bonne à l'échelle nationale. Les risques d'imprécision peuvent venir de la prise de données et dépendre de l'expérience des observateurs. Il y a de nombreux points de prises de données et de très nombreux observateurs sont impliqués. Toutefois, ces imprécisions sont connues et prises en compte, le protocole a été testé de nombreuses fois, les observateurs sont formés et leur expérience s'est améliorée avec le temps sur l'ensemble des suivis. Il est possible que les observateurs soient plus sensibles aujourd'hui à la problématique changement climatique qu'auparavant, ce qui pourrait entraîner un biais en théorie, mais en réalité il est peu probable que les observateurs aient laissé passer des observations d'espèces rares, quelle que soit la période. Pour améliorer la détectabilité, des doubles comptages sont proposés par certains auteurs. Le biais sur l'indice de tendance n'est pas avéré (Gregory et Van Strien 2010). Le niveau de précision spatial est le nombre de kilomètres de remontée vers le nord

2 Catalogne dans l'article cité.

3 Parmi ces biais : 1. le problème du choix des sites (pour une répartition représentative des milieux) ; 2. l'expérience de l'observateur (qui s'acquiert au fil du temps et risque d'entraîner des erreurs au début et donc de limiter la valeur des comparaisons) ; 3. la détectabilité de l'oiseau ; 4. les espèces utilisées pour le calcul de l'indice agrégé. Voir Gregory et al. 2007.

des aires de répartition d'un grand nombre d'espèces d'oiseaux communs. La détermination de l'aire de répartition de chaque espèce en France métropolitaine dépend du nombre de relevés, qui est très important. La résolution spatiale est donc appropriée. Un changement dans l'échelle de temps n'est possible qu'en prenant un intervalle plus long entre deux relevés (deux ans au lieu d'un an par exemple). Le niveau de précision sur l'année de prise de relevés ne changera pas et cela peut permettre la correction éventuelle de quelques fausses absences, la sensibilité de l'indicateur peut en revanche être amoindrie si le pas de temps augmente. L'indicateur est développé au niveau national. L'effet habitat et l'effet de la densité des données incitent à privilégier les échelles nationales et supranationales. Il est difficile d'avoir une échelle plus réduite pour des aires de répartition sur un grand nombre d'espèces d'oiseaux communs. Une échelle plus large est envisageable en théorie, mais nécessite un nombre d'observateurs beaucoup plus important, ainsi qu'une homogénéisation entre les protocoles de relevés et les observateurs, ce qui peut être difficile à mettre en place entre plusieurs pays. Augmenter l'échelle spatiale pourrait en outre augmenter les imprécisions et les erreurs.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est bonne à l'échelle de temps considérée (annuelle). L'indicateur relève un retard temporel (time lag) (Kampichler et al. 2012) et un effet non linéaire (Gauzere et al. 2015), mais c'est bien l'effet du changement climatique sur la biodiversité qui est mesuré. L'indicateur est fait pour des études à long terme et n'a pas vocation à évaluer des petits changements intermédiaires. Cependant, il s'appuie sur un ensemble de personnes qui relèvent les données et ont appris à le faire. Un relevé seulement tous les deux ans pourrait entraîner une démobilisation des personnes impliquées, une perte de qualité des données (moins d'apprentissage, plus d'oublis entre deux relevés, etc.). Il n'y a pas de limite supérieure de détection de la distance de remontée (en dehors du fait que les relevés se font en France). Les données de l'indicateur ne sont pas faciles à relever et sont produites par un réseau d'observateurs, il peut donc y avoir des erreurs. Ce problème est compensé par le grand nombre de personnes impliquées et leur formation. On peut se demander si l'utilisation pour l'ONB de la moyenne des températures sur l'aire de distribution de l'espèce est la valeur la plus sensible. D'autres auteurs préfèrent des valeurs extrêmes (par exemple, températures des 50 mailles les plus chaudes sur l'aire de reproduction de l'espèce en période de reproduction, ou les plus froides (cf. par exemple Jiguet et al. 2007). L'indicateur alerte sur la distance de remontée vers le nord des espèces d'oiseaux par un suivi général. Cette distance peut varier d'une année à l'autre, et une variation qui serait plus forte certaines années sera observable. L'indicateur peut être utilisé à la fois pour évaluer la régularité de la remontée et mettre en avant les années exceptionnelles. Il n'y a pas de risque que l'indicateur indique un changement qui n'a pas eu lieu, et à l'inverse, il n'y a pas de risque qu'il ne détecte pas un changement qui s'est produit, dans la limite des interactions avec d'autres changements globaux (cf. Clavero et al. 2011). L'indicateur est national et n'a pas vocation à se faire à une autre échelle. Il serait néanmoins probablement aussi sensible à d'autres échelles. A l'échelle locale, les effets microclimatiques et interactions avec l'habitat doivent être pris en compte.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est fiable et efficace. Il est possible que quelques espèces ne répondent pas aux changements climatiques en remontant vers le nord pour de multiples raisons, telles que l'adaptation, un manque de mobilité ou de présence de ressources vers le nord, mais l'effectif pris en compte est suffisant. Le phénomène global est correctement décrit par l'indicateur pour les échelles nationale et supra nationale. Il ne convient pas de réduire l'intervalle de temps entre deux collectes de données, et l'augmenter ne devrait pas apporter d'amélioration. La fiabilité de l'indice peut potentiellement diminuer aux échelles infra nationales, en raison des interactions avec d'autres facteurs et des biais d'échantillonnage.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité. Il porte sur les changements de composition en espèces des communautés et leur déplacement vers le nord. Il se base sur les aires de répartition des différentes espèces d'oiseaux. Les oiseaux représentent une composante d'un écosystème, et l'indice n'en évoque pas le fonctionnement. Des modifications de communautés peuvent avoir un effet sur le fonctionnement d'écosystèmes, mais non directement prévisible. L'indicateur peut avoir un lien indirect avec des services écosystémiques de conservation, liés aux oiseaux et aux espèces en

interaction avec eux (insectes notamment). Les valeurs de l'indice représentent une mesure d'une partie de l'impact des changements climatiques sur la biodiversité : la remontée vers le nord des aires de répartition de nombreuses espèces d'oiseaux. Comprendre et prédire l'impact des changements climatiques nécessite l'accumulation de nombreuses connaissances, ce que permet l'indice. Il n'y a pas de points d'inflexions particuliers, mais suivre l'évolution de la courbe sur plusieurs années permet de voir si le phénomène de remontée vers le nord s'amplifie ou stagne. Cet indicateur est approprié et a l'avantage de dépendre de séries de données anciennes et d'un bon échantillonnage. Il pourrait être complété par des indicateurs de même type sur d'autres taxons, les oiseaux représentant un taxon très mobile. Cependant, il est très lourd à mettre en place et le multiplier sur plusieurs taxons implique de s'appuyer sur de nombreuses personnes connaissant la taxonomie des groupes souhaités et disponibles pour les relevés. D'autres pays proposent des indicateurs pour travailler sur les modifications des aires de répartition des espèces. Ces indices pourraient compléter l'indice actuel.

- **Données** : Un changement d'échelle spatiale ou temporelle n'est pas approprié. La liste des espèces devrait être évidemment adaptée, selon la méthode habituelle, le protocole assurant la qualité des données. Des observateurs devraient être mobilisés pour une bonne pression de données et une bonne couverture. L'ajustement pour l'outre-mer nécessite également de disposer d'un réseau de collaborateurs pouvant réaliser les relevés. Il serait intéressant de comparer avec la tendance européenne ou d'autres pays. Une analyse à l'échelle d'une île ou d'un ensemble biogéographiquement cohérent d'îles (par exemple, les Mascareignes) nécessite un échantillonnage représentatif à la fois géographiquement et en termes d'habitats, et probablement une densité assez forte de relevés par rapport à la métropole. A une échelle infra-nationale, si les zones sont trop petites, les données seront trop variables et inappropriées.

E – Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, il serait intéressant de développer cet indicateur sur d'autres taxons et en particulier sur des taxons moins mobiles que les oiseaux (voir Roth et al. 2014).

A partir des données nécessaires à l'établissement de cet indicateur, les données d'abondance des différentes espèces pourraient être utilisées pour créer un graphique complémentaire montrant l'évolution des abondances totales au cours des années, et en particulier en comparant les zones nouvellement colonisées aux zones de répartition originales. Les données sur l'abondance pourraient également permettre de déterminer les zones où les populations se réduisent et sont en danger pour établir des zones prioritaires de protection.

Même si une mise en place parfaitement homogène est difficile, une comparaison avec des données obtenues ailleurs en Europe serait intéressante. Il faudrait pouvoir garantir une adéquation complète du protocole. Il serait en outre intéressant de ne pas prendre en compte uniquement les composantes climatiques pour déterminer l'évolution des aires de répartition. Une extension géographique à l'outre-mer serait également pertinente.

F – Bibliographie des évaluateurs

Barnagaud, J.-Y. et al. 2013. Species' thermal preferences affect forest bird communities along landscape and local scale habitat gradients. Ecography 36: 1-9.

Chardon N.I., Cornwell W.K., Flint L.E., Flint A.L. and Ackerly D.D. 2015. Topographic, latitudinal and climatic distribution of Pinus coulteri: geographic range limits are not at the edge of the climate envelope. Ecography 38: 590–601.

Clavero M., Villero D., Brotons L. 2011. Climate Change or Land Use Dynamics: Do We Know What Climate Change Indicators Indicate? PLoS ONE 6(4): e18581. doi:10.1371/journal.pone.0018581.

Devictor V., Julliard R., Couvet D., Jiguet F. 2008. Birds are tracking climate warming, but not fast enough. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 275(1652):2743-2748.

Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A. and Couvet D. 2008. Global Ecology and Biogeography, (Global Ecol. Biogeogr), 17, 252–261.

Godet L., Jaffré M. et Devictor V. 2011. Waders in winter: long-term changes of migratory bird assemblages facing climate change. Biol. Lett.: 7 5 714-717; doi:10.1098/rsbl.2011.0152 1744-957X.

Goodenough, Anne E.; Hart, Adam G. 2013. Correlates of vulnerability to climate-induced distribution changes in European avifauna: habitat, migration and endemism CLIMATIC CHANGE Volume: 118 Issue: 3-4 Pages: 659-669.

Gregory et al 2007. Population trends of widespread woodland birds in Europe. Ibis, 149: 78–97.

Gregory R.D., Willis S.G., Jiguet F., Voříšek P., Klvaňová A., Van Strien A., Huntley B., Collingham Y.C., Couvet D. et Green R.E. 2009. An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. PLoS ONE. 4(3):e4678.

Gregory R.D & Van Strien A. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. Ornithol Sci 9: 3–22.

Illan, Javier Gutierrez; Thomas, Chris D.; Jones, Julia A.; et al. 2014. Precipitation and winter temperature predict long-term range-scale abundance changes in Western North American birds. GLOBAL CHANGE BIOLOGY Volume: 20 Issue: 11 Pages: 3351-3364.

Ivits, Eva; Buchanan, Graeme; Olsvig-Whittaker, Linda; et al.. 2011. European Farmland Bird Distribution Explained by Remotely Sensed Phenological Indices. ENVIRONMENTAL MODELING & ASSESSMENT Volume: 16 Issue: 4 Pages: 385-399.

Jiguet F., Gadot A.S., Julliard R., Newson S.E., Couvet D. 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. Global Change Biology. 13(8):1672-1684.

Koschova, M.; Kuda, F.; Horak, D.; et al. 2014. Species' ecological traits correlate with predicted climatically-induced shifts of European breeding ranges in birds. COMMUNITY ECOLOGY Volume: 15 Issue: 2 Pages: 139-146.

Lindstrom, Ake; Green, Martin; Paulson, Goran; et al. 2013. Rapid changes in bird community composition at multiple temporal and spatial scales in response to recent climate change. ECOGRAPHY Volume: 36 Issue: 3 Pages: 313-322.

Maron, Martine; McAlpine, Clive A.; Watson, James E. M.; et al. 2015. Climate-induced resource bottlenecks exacerbate species vulnerability: a review DIVERSITY AND DISTRIBUTIONS Volume: 21 Issue: 7 Pages: 731-743.

Morelli, Federico; Tryjanowski, Piotr. 2015. No species is an island: testing the effects of biotic interactions on models of avian niche occupation. ECOLOGY AND EVOLUTION Volume: 5 Issue: 3 Pages: 759-768.

Ostfeld, Richard S; Brunner, Jesse L. 2015. Climate change and Ixodes tick-borne diseases of humans. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences Volume: 370 Issue: 1665.

Prince, K.; Lorrilliere, R.; Barbet-Massin, M.; et al. 2013. Predicting the fate of French bird communities under agriculture and climate change scenarios. ENVIRONMENTAL SCIENCE & POLICY Volume: 33 Special Issue: SI Pages: 120-132.

Rapacciuolo, Giovanni; Roy, David B.; Gillings, Simon; et al. 2012. Climatic Associations of British Species Distributions Show Good Transferability in Time but Low Predictive Accuracy for Range Change. PLOS ONE Volume: 7 Issue: 7.

Roth, Tobias; Plattner, Matthias; Amrhein, Valentin. 2014. Plants, Birds and Butterflies: Short-Term Responses of Species Communities to Climate Warming Vary by Taxon and with Altitude. PLOS ONE Volume: 9 Issue: 1 Article Number: e82490.

Stjernman, M.; Green, M.; Lindström, Å.; Olsson, O.; Ottvall, R. and Smith, H. 2013. Habitat-specific bird trends and their effect on the Farmland Bird Index. Ecological Indicators 24: 382-391.

Référencement

Hautekeete, N., Van Baaren, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Déplacement des espèces lié au réchauffement climatique ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

DIVERSITÉ STRUCTURELLE DES FORÊTS MÉTROPOLITAINES

Proportion des surfaces forestières métropolitaines comportant plusieurs strates arborées superposées

Code indicateur
SNB-B06-12-MSF1
Évaluation FRB- i-BD² : N°7

Évaluation réalisée par
Jean Olivier
Joan Van Baaren

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
2 septembre 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Objectifs secondaires
A1 - Faire émerger, enrichir et partager une culture de la nature

A3 - Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs

C7 - Inclure la préservation de la biodiversité dans la décision économique

Première évaluation

L'évaluation souligne le complément d'information à apporter à cet indicateur et le fait que la seule valeur donnée ne permet pas d'informer sur une évolution. Elle met en avant le biais principal de l'indicateur, qui est que dénominateur et numérateur peuvent varier en même temps. Elle formule un certain nombre de propositions d'amélioration.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente la répartition des surfaces forestières métropolitaines selon leur structure verticale. Quatre grands types de structure de la végétation arborée (ligneux > 2 m de hauteur) sont distingués.

L'indicateur s'inscrit bien dans l'orientation stratégique B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » de la SNB, car il présente le pourcentage de forêts multi-strates sur le pourcentage total de forêts de production en France métropolitaine. Selon de nombreuses hypothèses écologiques, un habitat diversifié est plus propice à la biodiversité qu'un habitat homogène, que ce soit en diversité spécifique, complexité du paysage ou nombre de strates dans une forêt. L'indicateur s'inscrit également dans l'orientation D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité », mais dans une moindre mesure. En effet, l'indicateur ne semble plus avoir vocation à étudier l'évolution de cette proportion de forêts multi-strates (le recueil des données a été arrêté en 2014), il donne seulement un état des lieux sur la période 2007-2011 sans mesurer l'engagement des acteurs.

L'indicateur répond globalement aux deux objectifs auxquels il est associé, B4 et B6. L'objectif B4 nécessite néanmoins la mise en place de plans d'action pour maintenir la biodiversité. Cet indice ne permet pas de savoir si ces plantations et le mode de gestion qui y est lié a été réfléchi en termes d'efforts pour le maintien de la biodiversité. B6 nécessite pour sa part des engagements quantitatifs et qualitatifs, ce que cet indicateur ne permet pas de mesurer. Un évaluateur souligne que d'autres objectifs sont à associer à l'indicateur : D11, D12 et D13[1].

1 L'évaluateur indique l'intérêt de la nouvelle présentation des orientations et objectifs dans des fenêtres 'pop-up'. Il serait appréciable d'avoir également le titre/nom de ce que l'on lit en haut de l'encadré. Il est par ailleurs impossible de revenir à la liste de l'ensemble des orientations et objectifs de la SNB via ces liens, ce qui est dommage dans une logique de navigation internet. Un lien de type « voir les autres orientations et objectifs de la SNB » serait bienvenu en bas à gauche des fiches des indicateurs

L'intitulé correspond globalement à la description de l'indicateur, mais ne permet cependant pas de comprendre exactement ce que sera l'indicateur. Le sous-titre pourrait être simplifié, par exemple « *Proportion des forêts métropolitaines comportant plusieurs strates arborées* ». En effet, la notion de « surface forestière » n'est pas claire et celle de « superposée » (redondante avec « plusieurs strates ») peut donner une impression d'empilement qui ne restitue pas correctement l'espace présent entre les différentes strates. Cela permettrait en outre d'éviter la confusion entre les termes « superficie » et « surface ».

La phrase présentant la valeur de l'indicateur est correcte, même si elle est trop succincte et se comprend surtout à la lecture du sous-titre. L'évaluation suggère de reformuler : « *Proportion des forêts métropolitaines à plusieurs strates arborées* » ou « [...] *à la structure diversifiée* » pour mieux introduire la valeur de l'indicateur. En outre, il n'est pas précisé qu'il s'agit des forêts multi-strates et uniquement celles-ci, ce qui est un point important. L'évaluation propose de compléter éventuellement ainsi la phrase : « *Proportion des surfaces forestières métropolitaines comportant plusieurs strates arborées superposées par rapport à la proportion totale de forêts de production* ». En effet, le problème de cet indicateur est que la proportion totale de forêts de production peut varier d'une année à l'autre : il s'agit bien ici non pas de la proportion de forêts multi-strates en soi, mais de la proportion de forêts multi-strates par rapport à la proportion de superficies totale de forêts. Par ailleurs, le texte évoque les « strates végétales », faisant alors émerger un doute : l'indicateur s'intéresse-t-il aux seules « strates arborées » ou à l'ensemble des « strates végétales » ? De plus, la première phrase apparaît comme une affirmation un peu trop auto-proclamatoire (« *est un indicateur pertinent* »). « *Le nombre de strates végétales dans un massif forestier PEUT TRADUIRE l'état de sa biodiversité* » serait plus simple et suffisant (surtout en l'absence de référence permettant d'affirmer ici qu'il s'agit d'un bon indicateur et/ou de démontrer la relation entre nombre de strates et biodiversité).

Aucun intervalle de confiance n'accompagne la valeur de l'indicateur, mais il y en a un dans les données sources et sur un graphique (« *Répartition des superficies de forêt de production en métropole, sur la période 2007-2011, en fonction de la structure du peuplement, par grande région écologique* ») sans que la méthode de calcul de cet intervalle ne soit explicitée. Le calcul et l'affichage d'un intervalle de confiance sur la fiche de l'indicateur seraient souhaitables.

Les illustrations correspondent globalement au message véhiculé par l'indicateur, celui-ci donnant actuellement un état des lieux entre 2007 et 2011. L'évaluation formule plusieurs propositions visant à préciser les illustrations. Afin d'être plus rigoureux et d'éviter les confusions dans l'emploi des termes (« superficie » vs « surface »), le titre du graphique 1 pourrait être reformulé : « *Proportion des structures de peuplement parmi les forêts de production en métropole, sur la période 2007-2011* ». Le terme « uni-strate » (qui existe en botanique) pourrait éventuellement être le pendant logique et cohérent de « multi-strate ». Les valeurs de l'axe des ordonnées du graphique, présentées en milliers de milliers, gagneraient à être présentées en millions d'hectares pour une lecture plus simple, ou en hectares pour une lecture cohérente avec les valeurs des barres du graphique (la solution hybride actuelle ne convient pas : valeurs de l'axe en milliers de milliers d'hectares et valeurs inscrites dans les barres en hectares). Concernant le graphique 2, son titre pourrait quant à lui être modifié ainsi « *Répartition des forêts de production en métropole* [...] ». L'astérisque ou un « NB » pour préciser « *les grandes régions naturelles* » serait utile dans la légende (par exemple « *telles que définies par l'IGN* » ou « *regroupant les sylvo-écorégions de l'IGN - l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière* »). Enfin, si cet indicateur se poursuivait (ce qui ne semble pas être le cas du fait de l'interruption des données en 2014), l'évaluation souligne qu'il serait intéressant d'avoir un graphique sur son évolution dans le temps afin de voir si la gestion des forêts va vers une augmentation de la proportion de forêts multi-strates ou non. Comme la superficie totale de forêt varie, il faudrait en outre compléter par un graphique montrant l'évolution de la proportion de forêts multi-strates par rapport à une superficie fixe (de référence).

Les illustrations ne présentent pas de biais de visualisation. Une présentation verticale du graphique 2 (en gardant « uni-strate » en bas, « multi-strates » au-dessus) pourrait en outre être intéressante pour ajouter à la compréhension intuitive du graphique.

L'interprétation de la valeur n'est pas sujette à erreur en soi, mais l'expression « sur la période » 2007-2011 pourrait laisser penser à une augmentation de 33% entre 2007 et 2011. En outre, 33% de « diversité » n'est pas explicite ; utiliser le terme « proportion » dans l'intitulé rendrait la valeur de l'indicateur plus claire. Par ailleurs, l'indicateur suit uniquement les forêts « de production », cette information est importante à donner pour ne pas laisser penser que la valeur de l'indicateur vaut pour l'ensemble des forêts françaises. La superficie de forêts a doublé en France depuis 150 ans, la valeur de l'indicateur pourrait diminuer si les nouvelles surfaces en forêts sont plutôt monostrate/ uni-strate que multi-strates, alors que la superficie totale de forêts multi-strates aurait augmenté. Pour correspondre aux orientations stratégiques et aux objectifs visés, il faudrait que l'indicateur puisse permettre de voir si la quantité totale de forêts multi-strates augmente au cours du temps, indépendamment de la quantité totale de forêts.

Il apparaît enfin nécessaire dans un souci de cohérence de mieux articuler l'intitulé, la valeur donnée et les explications fournies.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Le paragraphe de définition se contente de reprendre le sous-titre de l'indicateur. Les notions de « strate arborée » ou « strate végétale » ne sont pas définies, il n'y a pas non plus d'explication sur la rupture de la série.

Il n'y a pas de valeur seuil d'un point de vue scientifique, des valeurs symboliques peuvent toutefois être intéressantes à mettre en place, telles que 0%, 33%, 50% ou 100%.

Idéalement, la valeur cible serait 100%, si toutes les forêts de France avaient un mode de gestion permettant aux forêts de production de comporter plusieurs strates (avec une diversité d'essences), les forêts métropolitaines seraient vraisemblablement plus riches en biodiversité (mais cela signifierait la disparition de certains types forestiers uni-strate constitutifs parfois de la diversité des paysages). En tout état de cause, la cible de l'indicateur est obligatoirement liée à une échelle de temps importante et nécessite la mise en œuvre de politiques publiques adéquates.

L'indicateur peut être plus ou moins pertinent selon le contexte, la stratification forestière n'a par exemple pas le même sens écologique en fonction des espèces / essences d'arbres (feuillus caduques vs conifères sempervirentes) ou en fonction des secteurs géographiques : la ceinture d'arbustes uni-strate à la limite forêts / prairies en haute montagne sera peut-être plus riche en biodiversité que des forêts de plaine à deux strates arborées composées de seulement quelques espèces sur de grandes étendues. L'épaisseur des strates est aussi à prendre en compte, une forêt « uni-strate » où la végétation occupe un important volume (et représente donc une importante biomasse) peut présenter plus de biodiversité qu'une forêt « uni-strate » avec une canopée relativement « fine ».

L'indicateur est décliné au niveau national (territoire métropolitain) et au niveau régional (grandes régions écologiques et non régions administratives). La présentation par Grandes régions naturelles est intéressante et permet d'introduire de la variabilité informative pour cet indicateur. Décliner l'indicateur à un niveau supra-national impliquerait d'avoir une définition commune de ce qu'est une forêt multi-strates et une forêt monostrate. Il est nécessaire d'obtenir d'autres types de données pour avoir un indicateur mettant en évidence au moins à l'échelle régionale et à l'échelle nationale les surfaces en forêts favorables au maintien de la biodiversité.

Une application de l'indicateur à une échelle plus locale permettrait, selon un évaluateur, une meilleure interprétation contextualisée (au sein des grandes régions naturelles, l'indicateur recouvre encore des réalités écologiques très différentes, plaine vs montagne par exemple). Un autre évaluateur souligne néanmoins qu'à une échelle plus locale que la région, de nombreux endroits en France métropolitaine (tout particulièrement dans le nord et l'ouest de la France) ne comportent pas assez de forêts pour que l'indicateur soit pertinent. L'effet d'un changement d'échelle temporelle sur l'indicateur ne peut s'appliquer ici puisqu'une seule valeur est donnée pour la période 2007-2011.

Un changement d'échelle territoriale pourrait modifier la relation entre l'indicateur et le phénomène qu'il décrit, tant que l'indicateur reste composé d'un numérateur (superficie en forêts multi-strates) et d'un dénominateur (superficie totale en forêts de production) qui varient. Cela sera également le cas dans quelques cas extrêmes, par exemple : à la limite forêts / prairies en haute montagne, une ceinture arbustive uni-strate comprendra peut-être plus de biodiversité que des plantations bi-strates par exemple.

C – Production de l'indicateur

L'évaluation pointe le manque d'information dans le texte et dans la table de données. Une référence à l'ancien IFN (Inventaire Forestier National) pourrait être ajoutée dans le paragraphe « *Origine et description des données sources* » afin de rappeler la fusion IFN/IGN. Le paragraphe sur la méthodologie de construction est trop succinct, il conviendrait de préciser « *agrégations* » et la formule « *une strate : futaie régulière, taillis* » avec par exemple « *Sont considérées ici comme ne présentant qu'une seule strate arborée : les futaies régulières, les taillis* ». La formule « *Non déterminé : structure non déterminée (couvert < 40%)* » n'est pas non plus explicite. Il faudrait également indiquer comment sont faits les relevés et les recensements (relevés systématiques ou échantillonnages au sol, cartographie par photo-interprétation, etc.). A minima, les explications présentes dans le tableau des données sources devraient être reprises ici dans le texte (il manque quand même des informations pratiques de méthode, qui pourraient être reprises du Guide méthodologique de l'IGN 2015 sur les « Résultats d'inventaire forestier »).

La manière dont est calculé l'indicateur semble claire au premier abord (superficie de forêts multi-strates divisée par la superficie totale en forêts), mais comme la façon dont un intervalle de confiance est calculé à l'échelle régionale seulement n'est pas explicitée, il manque des éléments. Il est indiqué que « *différentes agrégations ont été faites* » sans aucune explication. Il n'est pas non plus dit comment sont recueillies les informations.

Il peut y avoir d'autres modes de calcul. L'indicateur dépend fortement des seuils fixés par l'IGN (et anciennement par l'IFN) dans la définition de ce qu'est une futaie régulière ou irrégulière, un taillis, etc. Or, il n'est pas indiqué comment ces seuils (de « *taux de couvert relatif* ») sont considérés ici (par unité de superficie, à l'échelle des massifs forestiers et de superficies variables, etc.). Des mesures réelles de la stratification forestière calculant des indices de stratification, via par exemple des algorithmes de recherche de « discontinuité » dans l'étagement vertical de la végétation existent (voir Latham et al. 1998, Baker et Wilson 2000, Pommerening 2002), mais elles impliquent de mesurer tous les arbres. En complément, des méthodes de télédétection multispectrale classiques (Hansen et al. 2001), ou plus sûrement de Lidar (Zimble et al. 2003, Falkowski et al. 2009, Monnet 2014) permettent aussi d'observer et cartographier la stratification forestière effective. Il est probable que chaque méthode donne des résultats différents pour cet indicateur. Il serait par ailleurs intéressant de comparer les valeurs de l'indicateur calculé sur la base de l'ancienne méthode IFN/IGN et de la nouvelle (mise en place depuis 2014).

Il n'y a pas de pondération, mais les seuils pris par l'IGN ont globalement du sens. Un affinage de la typologie et des seuils quantitatifs serait peut-être intéressant à tester. La nouvelle méthode IGN de 2014 présente des similarités de définition avec celle de Latham et al. (1998), qui considère que tous les arbres mesurant au moins 60% de la hauteur du plus grand arbre font partie de la strate haute (voir Latham et al. 1998 ; dans sa méthode post-2014 l'IGN prend là un seuil de 2/3 – voir IGN 2015).

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré moyennement robuste, selon les méthodes de mesure adoptées (mesure sur le terrain « à dire d'expert » ou autre, étalonnage des observations, unités de superficie de référence...). Elle est en tout état de cause à améliorer au vu des biais existants. Ceux-ci peuvent être dus au choix des seuils de recouvrement pour chaque type de traitement forestier. La manière (unités de superficie de référence) dont est échantillonné/ mesuré/estimé le taux de recouvrement des différents types de traitement forestier peut aussi affecter la valeur de l'indicateur : si le critère > à 25 % de recouvrement est estimé hectare par hectare, le résultat pourra être différent que s'il est estimé/mesuré globale-

ment pour tout un massif forestier de plusieurs hectares. Un autre biais important est le fait que le numérateur et le dénominateur peuvent tous les deux varier. De ce fait, si le dénominateur (superficie totale en forêt) varie positivement et pas le numérateur, la valeur de l'indice diminue alors que la superficie en forêts multi-strates n'a pas changé. De la même manière, si le dénominateur diminue plus vite que le numérateur, la valeur de l'indice peut augmenter alors que la superficie totale en forêts multi-strates aura diminué. Il faudrait considérer l'évolution de la superficie en forêts multi-strates par rapport à une superficie fixe (de référence), ou ne pas raisonner en proportions relatives mais en données brutes. L'évaluation recommande de faire varier les seuils de recouvrement définissant chaque type de traitement, ce qui ne serait toutefois pas possible si l'information brute n'est pas renseignée, et difficilement possible si les types forestiers sont renseignés de façon catégorielle « à dire d'expert », et observer comment se comporte la valeur de l'indicateur pour en vérifier la robustesse. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur la robustesse. Il n'y a qu'une seule valeur de l'indicateur, ce qui paraît surprenant car l'indicateur utilise des données dès 2007. Il est de plus précisé que les valeurs s'arrêtent en 2014 et que le pas de temps est de 2 à 5 ans. Cependant, quel que soit le pas de temps, le fait que le dénominateur et le numérateur varient induit un biais qui peut s'atténuer avec un pas de temps plus court, mais pas disparaître. L'évaluation recommande de supprimer ce biais et d'avoir un indicateur avec un pas de temps relativement court (2 à 5 ans maximum). Un intervalle de temps trop important peut en outre générer un effet observateur et/ou des choix méthodologiques différents (ce qui est le cas ici : les mesures de 2007-2011 représentent une fin de série, avec une nouvelle méthode mise en place en 2014). L'incidence d'un changement d'échelle territoriale sur la robustesse de l'indicateur dépend notamment de la manière dont est mesuré le taux de recouvrement des différents types de traitements forestiers. En outre, s'il s'agit d'une mesure hectare par hectare, un changement d'échelle spatiale ne devrait pas avoir de conséquence importante (car relevant d'une agrégation simple). Si l'estimation est faite massif forestier par massif forestier et/ou en faisant intervenir des découpages au moins en partie administratifs (par exemple aux limites de certaines sylvorégions), les changements d'échelles spatiales peuvent avoir des conséquences.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est plutôt bonne. Elle pourrait être améliorée par un échantillonnage densifié et/ou complétée par des méthodes cartographiques de l'ensemble du couvert végétal (si possible en 3D). Cette densification serait en outre nécessaire pour un usage de l'indicateur sur des territoires plus restreints (par exemple régional) que le territoire national. Des imprécisions peuvent venir du dire d'expert dans l'évaluation du taux de recouvrement de chaque type de traitement forestier (un protocole standardisé de relevé de données existe, mais qui n'était pas forcément satisfaisant jusque-là (voir Dereix et al. 2011) et qui a été encore « objectivé » depuis 2014). Pour l'instant, l'indicateur ne propose qu'une valeur, il ne peut donc pas retracer le phénomène qu'il est censé décrire, à savoir une évolution temporelle. L'échantillonnage du territoire permet d'indiquer les grandes tendances spatiales. Une densification de l'échantillonnage et/ou un complément accru par des cartographies en photo-interprétation ou Lidar permettraient de mesurer plus précisément ces variations. Un changement dans l'intervalle de collecte de données n'aurait pas d'effet sur la précision de l'indicateur dans l'absolu (chaque campagne de mesure est indépendante des précédentes), mais l'étalement de l'échantillonnage national sur 5 années et/ou un espacement plus important des échantillonnages peuvent affecter la valeur de l'indicateur et sa précision quant à la situation qu'il est censé décrire à un temps t. L'évaluation émet des avis divergents concernant l'incidence d'un changement d'échelle territoriale sur la précision de l'indicateur. Pour un évaluateur, l'indicateur reposant sur un échantillonnage à l'échelle nationale, il peut perdre en précision lorsqu'appliqué à des territoires plus restreints. Pour un autre évaluateur, l'indicateur sera aussi précis au moins aux niveaux régional et national. Au niveau très local, l'indicateur n'est pas forcément pertinent car la superficie en forêts peut être faible, mais il peut rester précis pour des territoires fortement recouverts de forêts.

- **Sensibilité :** L'indicateur est plutôt sensible. Il pourra détecter un changement de 1%, ce qui est suffisant. Une sensibilité plus importante n'aurait pas de sens au regard des imprécisions de mesures des données sources. Cela dit, au niveau national, puisqu'il s'agit de la somme des superficies régionales, une baisse dans une région peut être compensée par une hausse dans une autre région. Une différence de 1 ha entre deux valeurs de l'indice peut en théorie être décelée, mais il sera difficile de dire si elle est due à une baisse ou à une hausse d'une des superficies régionales multi-strates ou à une baisse ou une hausse d'une des superficies régionales mono-strate. Par conséquent, même si la valeur de l'indice est modifiée d'une toute petite unité, on ne pourra pas identifier l'origine de cette modification, à moins de refaire le calcul. La sensibilité actuelle n'est pas exempte de possibles restitutions d'artefacts. Par exemple, les petites modifications sont des artefacts dus au biais (numérateur et dénominateur peuvent changer en même temps). En théorie, l'indicateur pourra détecter un changement allant jusqu'à 100% de la superficie des forêts de production en France. Les échantillonnages annuels devraient permettre de détecter des événements brefs (à l'échelle du cycle sylvigénétique et de l'exploitation forestière sous nos latitudes) et extrêmes (par exemple défrichement soudain des sous-bois liés à une nouvelle pratique forestière). Néanmoins, un évaluateur souligne que l'indicateur n'a pas pour vocation de détecter ce type d'événements, et si la coupe d'une forêt peut effectivement entraîner une modification brutale, ce sera le plus souvent sur une petite superficie. Un autre évaluateur suggère toutefois de compléter cet indicateur par des suivis par télédétection. Les données utilisées peuvent être sujettes à erreur (voir Dereix et al. 2011) : l'affectation a priori du type de traitement forestier à un type de structure (semence = futaie) peut entraîner des erreurs, en particulier dans la mesure où l'information sur les essences forestières dominantes et/ou présentes a été collectée de façon moins précise ces dernières années (voir Dereix et al. 2011). Il n'y a pas de seuil particulier permettant d'améliorer la sensibilité de cet indicateur, plus l'échantillonnage est densifié, plus cette sensibilité augmente, et ce d'autant plus que des informations précises peuvent accompagner ces mesures. L'indicateur est d'abord un indicateur d'état et de suivi de tendances, il n'a pas vocation à alerter sur des changements inhabituels. Il peut y avoir un risque que l'indicateur signale un changement qui n'a pas eu lieu, car son numérateur et son dénominateur peuvent tous les deux varier. De ce fait, si le dénominateur (superficie totale en forêt) varie positivement et pas le numérateur, la valeur de l'indice diminue alors que la superficie en forêts multi-strates n'a pas changé. Cela peut être corrigé en prenant un dénominateur fixe (de référence). De plus, s'agissant d'un échantillonnage, le risque existe également si des phénomènes particuliers surviennent dans les placettes de l'IFN / IGN et pas ailleurs. Cela reste très peu probable en pratique, l'échantillonnage aléatoire (et secret?) devant garantir une bonne représentativité statistique des phénomènes effectivement en cours. Pour ces mêmes raisons, il peut également y avoir un risque que l'indicateur ne détecte pas un changement qui s'est vraiment produit. Un évaluateur souligne de plus que l'indicateur suivant uniquement les forêts « de production », il est important de formuler un « avertissement » pour ne pas laisser penser que la valeur de l'indicateur vaut pour l'ensemble des forêts françaises. L'indicateur ne sera pas aussi sensible à toutes les échelles territoriales, la sensibilité étant issue d'un échantillonnage, elle baisse vraisemblablement avec le nombre d'échantillons (et donc avec la superficie des territoires considérés), à moins que le nombre d'échantillons/placettes de mesures soit augmenté dans le cas d'une application plus locale que nationale. Cela dit, le problème lié aux dénominateur et numérateur demeure quelle que soit l'échelle.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré moyennement fiable. Il est important de contrôler la représentativité de l'échantillonnage (nombre et distribution des placettes de mesures) pour un territoire donné afin de pouvoir en donner la fiabilité. L'indicateur pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène décrit, pour les raisons déjà évoquées. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur la fiabilité à moins d'espacer fortement les mesures, car celles-ci concernent des proces-

sus forestiers peu ou pas versatiles (difficile de transformer un taillis en futaie en quelques années seulement). Plus le nombre d'échantillons/placettes pour une superficie donnée est important, plus l'indicateur devrait être fiable. La fiabilité ne doit donc en principe pas trop dépendre de l'échelle géographique de calcul (le nombre d'échantillons par unité de superficie doit rester à peu près constant), sauf pour des territoires très peu couverts par des forêts de production et de placettes d'inventaires et/ou à des échelles très locales où la représentativité statistique des échantillons/placettes devient très mauvaise et ne permet donc plus de mesure une valeur fiable de l'indicateur.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité. En théorie, plus la structure de la végétation est complexe/riche (et donc plus il y a d'habitats et de micro-habitats pour de très nombreuses espèces, voir par exemple Ulyshen, 2011), plus la biodiversité spécifique doit être élevée. En particulier, plus une forêt est stratifiée verticalement, plus elle peut héberger de biodiversité. Les études démontrant ce lien ne sont cependant pas nombreuses (Barbier et al. 2008) et concernent par exemple surtout des arthropodes des forêts tempérées (Ulyshen, 2011), des chauves-souris en Amazonie (Bernard, 2001) ou des papillons en Asie tropicale (Schulze et al. 2001, Fermon et al. 2005). Il est toutefois montré pour des papillons d'Indonésie que ce n'est pas tant le nombre d'espèces qui change entre une vieille forêt présentant plusieurs strates de végétations et une forêt plus récente et moins stratifiée, que la présence ou non d'espèces végétales endémiques (voir Fermon et al. 2005). Une autre étude a quant à elle conclu au fait que la diversité structurale de différents types de végétation en Australie serait un mauvais indicateur de biodiversité pour les invertébrés et les lézards (Abensperg-Traun et al. 1997). La complexité de l'écosystème dépend en grande partie de la biodiversité végétale. Une forêt multi-strates est donc liée à une biodiversité plus importante. Par contre, une forêt comportant plusieurs essences végétales est peut-être plus riche qu'une forêt multi-strates mais monospécifique. De plus, la connectivité entre les zones forestières va aussi influencer l'état de la biodiversité. Donc l'influence du seul facteur "nombre de strates" est difficile à isoler des autres facteurs qui ne sont pas pris en compte dans cette étude. Il n'existe cependant pas de relation quantitative entre cet indicateur et l'état ou l'évolution de la biodiversité. Le lien exact entre la biodiversité et la proportion de forêts multi-strates n'est pas une corrélation stricte, cela dépend des espèces d'arbres, de la taille de la forêt, de sa connectivité avec d'autres forêts, etc. Ces valeurs ont donc un lien très approximatif avec la biodiversité. Comme il n'est pas indiqué sur quelle base les forêts multi-strates considérées ici se sont mises en place, il est difficile de faire un lien précis avec les objectifs politiques, économiques ou autres. Par ailleurs, de nombreuses études sur la biodiversité montrent qu'un écosystème plus complexe est plus riche en biodiversité est plus résilient aux stress comme les changements climatiques ou autres. Une diversité fonctionnelle et évolutive plus riche des plantes résultera dans des communautés plus riches à tous les niveaux trophiques qui devraient fournir un service de régulation des ravageurs plus constant (et donc être plus résilient aux stress) par les mécanismes suivants : (i) un accès réduit des plantes cultivées aux ravageurs (Castagneyrol et al. 2013) (ii) une redondance fonctionnelle entre les ennemis naturels (Wratten et al. 2012 ; Bompard et al. 2013), (iii) une meilleure synchronisation phénologique entre les niveaux trophiques (Hance et al. 2007). Enfin, la forêt rend plusieurs services écosystémiques très divers, comme la production de bois, des aménités paysagères, etc. Le type de forêt (mono ou multi-strates) va influencer tous les services écosystémiques liés à la forêt

- **Données** : Il serait nécessaire de préciser comment sont réalisés les inventaires et les échantillonnages de terrain et comment est mesuré l'intervalle de confiance dans le tableau de données régionales : y a-t-il une donnée par année ? La donnée présentée est-elle une moyenne sur la période 2007-2011, et dans ce cas, pourquoi ne pas présenter l'évolution de cet indicateur entre les années ? Le pourcentage de forêts de type indéterminé varie en outre beaucoup d'une région

à l'autre. Pour être pertinent pour les forêts des régions d'outre-mer, cet indicateur devrait impérativement intégrer une mesure affinée du nombre de strates de végétations : quasiment toutes les végétations tropicales, même d'arbres pionniers, présentent au moins deux strates arborées ; la maturité et la complexité de la structure forestière se joue entre deux et plus de deux strates (voir par exemple Birnbaum 1997 pour la forêt guyanaise). La déclinaison pour l'outre-mer serait possible si les données étaient disponibles, mais comme elles ont cessé d'être collectées (en métropole) en 2014, cela ne semble plus d'actualité.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation recommande d'être plus explicite sur le changement de méthode opéré en 2014 dans la partie « Pistes de travail et d'amélioration » de la fiche ONB.

Elle propose d'établir la relation effective entre stratification forestière, verticale et horizontale, et biodiversité. Il est en outre nécessaire de réfléchir à un nouvel indicateur qui, idéalement, permettrait de mesurer l'évolution au cours du temps des superficies en forêt de bonne qualité (plusieurs strates, plusieurs essences) et avec une bonne connectivité. Il est souhaitable de prendre le maximum de critères, mais au moins les deux premiers (strates et essences).

Il pourrait par ailleurs être intéressant de renseigner plus finement la stratification de la végétation avec 1, 2 ou plus de 2 strates (et pas seulement 1 ou plus comme ici), et comme proposé pour une harmonisation à l'échelle européenne (Winter et al. 2008). Il serait également intéressant de proposer un indicateur/indice combinant stratification verticale et horizontale, ce qui traduirait plus encore, voire mieux, la diversité fonctionnelle des massifs forestiers : en effet une forêt monodominante de hêtres ou de chênes avec une strate de sous-bois également dominée par une ou deux espèces d'arbustes n'est probablement pas plus diversifiée qu'une mosaïque de forêts alternant quelques hectares de forêt multi-strate avec des hectares de forêt uni-strate. Par ailleurs, il faut certainement créer un autre indicateur au vu des biais de celui-ci. Plusieurs pistes sont possibles, cela dépend des données disponibles. Idéalement, un nouvel indicateur s'intéresserait au moins aux espèces/essences d'arbres (nombre) en plus du nombre de strates. Une autre éventualité serait un indicateur classant les forêts en fonction de leur qualité au regard de la biodiversité, mais nécessiterait un tout autre type de données.

Comme les données prises en compte pour le calcul de l'indicateur cessent en 2014, il serait nécessaire de réfléchir à un indicateur de remplacement. Il est indiqué que des essais sont en cours, mais sans précision. Dans ce nouvel indicateur, il faudrait prendre en compte non seulement les strates, mais aussi la diversité spécifique en essences/espèces d'arbres et la connectivité entre les différentes forêts multi-strates, ces deux facteurs supplémentaires étant plus pertinents pour la protection de la biodiversité que le simple fait de comporter ou non plusieurs strates.

L'évaluation suggère également d'apporter des compléments en termes de données par de la cartographie (3D). Selon elle, il est nécessaire de mobiliser des données sur les espèces/essences dont se compose la forêt, et sur la connectivité des forêts entre elles.

Elle propose une approche régionale et/ou par type forestier (feuillus, résineux, etc.) et un autre indicateur qui témoigne de l'évolution de la superficie en forêts de bonne qualité au cours du temps. Pour l'instant, une seule valeur est fournie et les données nécessaires au calcul de cette valeur ne sont plus disponibles depuis 2014.

Il serait enfin nécessaire d'avoir des politiques incitatives à la plantation de forêts mixtes et multi-strates en lieu et place des actuelles plantations de forêts mono-essence et uni-strate, tout en préservant également les forêts multi-strates existantes.

F - Bibliographie des évaluateurs

L'évaluation indique qu'il ne semble pas y avoir de publications portant directement sur le sujet. Elle s'est appuyée sur des publications liées :

Abensperg-Traun, M., Arnold, G., Steven, D., Smith, G., Atkins, L., Viveen, J. and Gutter, M. 1997. Biodiversity indicators in contrasting vegetation types: a case study from Western Australia. Memoirs of the Museum of Victoria 56:637–641.

Archaud F. (coord.) 2014. Dispersion et persistance de la biodiversité dans la trame forestière (DISTRAFOR). Rapport Final. Programme «Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques» (BGF). IRSTEA, Nogent-sur-Vernisson, France. 122pp.

Baessler, C., Stadler, J., Mueller, J. et al. 2011. LiDAR as a rapid tool to predict forest habitat types in Natura 2000 networks. BIODIVERSITY AND CONSERVATION 20: 465-481.

Baker P.J., Wilson J.S. 2000. A quantitative technique for the identification of canopy stratification in tropical and temperate forests. Forest Ecology and Management 127:77-86.

Barbier, S., Gosselin, F. & Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved - A critical review for temperate and boreal forests. Forest Ecology and Management, 254, 1-15.

Bergès L. 2004. Rôle des coupes, de la stratification verticale et du mode de traitement sur la biodiversité, in: Gosselin M., Laroussinie O. (Eds.), Gestion forestière et biodiversité : connaître pour préserver - synthèse bibliographique, Cemagref éditions, Antony, 2004, p. 165.

Bernard, E. 2001. Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. Journal of Tropical Ecology, 17(01), 115-126.

Birbaum, Ph., 1997. Modalités d'occupation de l'espace par les arbres en forêt guyanaise. Thèse de doctorat, Spécialité Biologie Végétale Tropicale, Université Paris VI, Paris, France. 221p.

Bompard A., Jaworski C., Bearez P., Desneux N. 2013. Sharing a predator: can an invasive alien pest affect the predation on a local pest? Popul. Ecol. 55: 433-440.

Brokaw, N.V., Lent, R.A., 1999. Vertical structure. In: Hunter, M.L. (Ed.), Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge UniversityPress, Cambridge, pp. 335–361.

Castagneyrol B., Giffard B., Péré P. 2013. Plant apparency, an overlooked driver of associational resistance to insect herbivory. J. Ecol. 101: 418-429.

Cullotta, S., Marchetti, M. 2007. Forest types for biodiversity assessment at regional level: the case study of Sicily (Italy) (2007). EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH 126: 431-447.

Dereix C., Lafitte J.J. et Puig J.P. 2011. Mission d'expertise sur les méthodes de l'Inventaire forestier national (IFN). MEDD/MAAPRAT/MEFI/CGEDD/CGAAER/IGINSEE. 134pp.

Dupouey J.L. & Bergès L. (coord.) 2010. CORYLUS: influence de la composition et de la structure des masses forestières sur la biodiversité. Biodiversité et gestion forestière. GIP ECOFOR Université de Nancy – France. 169pp.

Falkowski M.J., Evans J.S., Martinuzzi S., Gessler P.E. & Hudak A.T. 2009. Characterizing forest succession with lidar data: An evaluation for the Inland Northwest, USA. Remote Sensing of Environment 113: 946-956.

Fermon, H., Waltert, M., Vane-Wright, R. I., & Mühlenberg, M. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. Biodiversity & Conservation, 14(2), 333-350.

Floren, A., Mueller, T., Dittrich, M. et al. 2014. The influence of tree species, stratum and forest management on beetle assemblages responding to deadwood enrichment. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 323: 57-64.

Gao, T., Hedblom, M., Emilsson, T. et al. 2014. The role of forest stand structure as biodiversity indicator. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 330: 82-93.

Hance T., van Baaren J., Vernon P., Boivin G. 2007. Annu. Rev. Entomol. 52: 107-126.

Hansen M.J., Franklin S.E., Woudsma C. & Peterson M. 2001. Forest structure classification in the North Columbia mountains using the Landsat TM Tasseled Cap wetness component. Canadian Journal of Remote Sensing: Journal canadien de télédétection. 27(1):20-32.

IGN. 2015. RÉSULTATS D'INVENTAIRE FORESTIER – Pour bien comprendre les résultats publiés. IGN. FR.

Latham, P.A., Zuuring, H.R., Coble, D.W. 1998. A method for quantifying vertical forest structure. Forest Ecology and Management. 104,157-170.

Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., & Botkin, D. B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. Conservation biology, 14(4), 941-950.

Merganic, J., Marusak, R., Merganicova, K. et al. 2013. Relationship between biodiversity indicators and its economic value - case study. PERIODICUM BIOLOGORUM 115: 391-397.

Monnet J.M. 2014. Evaluer et cartographier la ressource par traitement de données de télédétection lidar aéroporté. Présentation au colloque de restitution du programme FORESEE. 14 novembre 2014 – FCBA Paris.

Pommerening A. 2002. Approaches to quantifying forest structures. Forestry, 75(3):305-323.

Richnau, G., Wistrom, B., Nielsen, A.B. et al. 2012. Creation of multi-layered canopy structures in young oak-dominated urban woodlands - The 'ecological approach' revisited. URBAN FORESTRY & URBAN GREENING 11: 147-158.

Roschewitz I., Thies C., Tscharntke T. 2005. Are landscape complexity and farm specialisation related to land-use intensity of annual crop fields? Agric. Ecosyst. Environ. 105: 87-99.

Wratten S.D., Gillespie M., Decourtye A., Mader E., Desneux N. 2012. Pollinator habitat enhancement: benefits to other ecosystem services. Agric. Ecosyst. Environ. 159: 112-122.

Schnitlzer, A. 2001. L'intérêt du modèle architectural dans l'analyse de la biodiversité forestière. Application à la gestion des réserves naturelles rhénanes. Revue forestière française, 53, 217-225.

Schulze, C. H., Linsenmair, K. E., & Fiedler, K. 2001. Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest. In Tropical Forest Canopies: Ecology and Management (pp. 133-152). Springer Netherlands.

Torras, O., & Saura, S. 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. Forest Ecology and Management, 255(8), 3322-3330.

Ulyshen, M. D. 2011. Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests: implications for conservation-oriented management. Forest Ecology and Management, 261(9), 1479-1489.

Vodka, S., Cizek, L. 2013. The effects of edge-interior and understorey-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 304: 33-41.

Wratten S.D., Gillespie M., Decourtye A., Mader E., Desneux N. 2012. Agric. Ecosyst. Environ. 159: 112-122.

Winter, S., Chirici, G., McRoberts, R. E., & Hauk, E. 2008. Possibilities for harmonizing national forest inventory data for use in forest biodiversity assessments. Forestry, 81(1), 33-44.

Zimble, D. A., Evans, D. L., Carlson, G. C., Parker, R. C., Grado, S. C., & Gerard, P. D. 2003. Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne LiDAR. Remote sensing of Environment, 87(2), 171-182.

Référencement

Olivier, J., Van Baaren, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Diversité structurelle des forêts métropolitaines ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

EFFORT DE CONSERVATION DES SECTEURS DE NATURE REMARQUABLE

Proportion des surfaces de nature identifiée comme remarquable (ZNIEFF de type 1 et 2) qui fait l'objet d'un statut de protection, de réglementation ou de gestion destiné à favoriser sa conservation (aires protégées, site Natura 2000, PNR, CEN)

Code indicateur
SNB-F19-13-ZAP2
Évaluation FRB- i-BD² : N°8

Évaluation réalisée par
Joan Van Baaren
Pierre Zagatti

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
25 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

F19 - Améliorer l'expertise afin de renforcer la capacité à anticiper et à agir, en s'appuyant sur toutes les connaissances

Première évaluation

L'évaluation souligne l'intérêt de l'indicateur de croiser les ZNIEFF et les zones protégées. Elle reconnaît dans l'indicateur une prise en compte par les pouvoirs publics des zones reconnues comme les plus remarquables du territoire. Elle appelle cependant à compléter les informations fournies pour en faciliter la compréhension. Elle formule enfin des propositions de développement de l'indicateur.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur est le rapport entre la surface des ZNIEFF (Zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique) situées en zones protégées et la surface totale des ZNIEFF françaises.

L'indicateur s'inscrit bien dans l'orientation stratégique B de la SNB « *Préserver le vivant et sa capacité à évoluer* », avec un bémol cependant car l'orientation B vise à « *faire attention aux espaces protégés comme aux autres* » alors que l'indice ne s'intéresse qu'à certains espaces remarquables (Znieff 1 et 2). L'orientation B propose en outre de mieux concilier la coexistence entre activités humaines et biodiversité. En évaluant la proportion d'espaces de nature remarquable qui bénéficient réellement de mesures de protection, cet indice répond à l'orientation.

L'indicateur se révèle peu pertinent concernant l'orientation stratégique F « Renforcer, partager, valoriser les connaissances ». Cette orientation nécessite d'articuler connaissance et prise de décision, alors que l'indicateur ne donne que des connaissances (proportion de zones effectivement protégées) et ne participe pas à la prise de décision (protéger plus d'espaces). L'indice ne mentionne par ailleurs pas de mobilisation de différents types d'expertise ; il traduit un effort de protection de la part des gestionnaires d'espaces.

L'indicateur est associé à plusieurs objectifs. Il est pertinent pour répondre à B4, si l'on considère fortement probable qu'un espace protégé ait un effet positif sur la biodiversité qu'il abrite. Les liens sont plus indirects avec les autres objectifs. En effet, B5 a pour

but de construire un réseau d'espaces protégés. Or, l'indice ne s'intéresse pas du tout à l'aspect réseau (connectivité entre les espaces protégés), mais seulement au pourcentage d'espaces remarquables réellement protégés. De plus, la démarche de trame écologique est indépendante de l'inventaire ZNIEFF et des éventuelles protections qui s'y appliquent. Enfin, l'objectif F19 tend quant à lui à structurer un réseau d'experts à tous les niveaux de la société, ce que l'indice n'évalue pas.

La description de l'indicateur correspond à son intitulé et la valeur présentée indique bien la proportion de surfaces d'intérêt remarquable faisant l'objet d'un statut de protection. La valeur peut cependant être ambiguë car elle présente le pourcentage de sites pour tous types de protection, ce qui n'est pas précisé ici. Il n'est en outre pas indiqué s'il s'agit du nombre de ZNIEFF ou de la surface de ZNIEFF.

L'illustration correspond au message véhiculé par l'indicateur, il n'y a pas de biais de visualisation. Elle mériterait tout de même d'être précisée, les informations sont en effet peu claires notamment à cause de la disparité entre les zones protégées (statut et superficie). L'évaluation suggère de ne conserver que les séries « protection forte » et « tous types de protection confondus ».

Le graphique appelle par ailleurs plusieurs précisions. En effet, il présente les ZNIEFF 1, les ZNIEFF 2 puis les ZNIEFF 1 +2. Il semble que ce troisième chiffre (ZNIEFF 1 + 2) soit celui pris en compte dans la catégorie « tout type d'aires protégées confondus » pour l'unique valeur de l'indice qui est proposée. Un évaluateur demande comment est-ce qu'il est possible que les pourcentages d'aires protégées pour les ZNIEFF 1 +2 soient inférieurs ou égaux à celui des ZNIEFF de type 1 seules. Par ailleurs, la différence entre les colonnes « Natura 2000 », « aires protégées fortes » et « aires protégées fortes et Natura 2000 » n'est pas évidente. L'axe vertical n'est pas non plus explicité. La légende devrait être largement complétée pour que le graphique soit immédiatement compréhensible.

Telle que présentée, la valeur de l'indicateur est une photographie de la situation présente, cette valeur étant bien informative par elle-même. Si l'indicateur doit être présenté sous forme d'évolution temporelle, son interprétation risque d'être délicate car il s'agit d'un rapport, et numérateur et dénominateur ont des dynamiques d'évolution (et des contraintes budgétaires) très différentes. Cela dit, la proportion n'est pas facilement compréhensible : si la valeur est 54%, cela signifie-t-il que sur 100 ZNIEFF, 54 seraient protégées, ou bien que sur la surface totale représentée par l'ensemble des ZNIEFF, 54% de la surface sont protégés (sans tenir compte du nombre de ZNIEFF) ? La lecture du paragraphe « méthodologie de construction » permet de comprendre que l'indicateur s'inscrit dans la seconde option.

L'évaluation rappelle que le concept de ZNIEFF est très différent de celui d'aire protégée. La ZNIEFF correspond à l'inventaire de zones où des espèces (et habitats) remarquables ont été localisées (espèces déterminantes), sa désignation est à l'initiative d'experts du monde naturaliste. Il ne s'y applique aucune mesure de protection en tant que telle ni document de gestion, et l'ensemble du processus ne fait l'objet d'aucun financement. D'un autre côté, le statut des aires protégées est très variable suivant les types. Les objectifs qu'elles se fixent nécessitent des documents de gestion et des frais de fonctionnement. De fait, les zones protégées sont a priori plus stables dans le temps. Dès lors, l'indicateur témoigne de la prise en compte par les pouvoirs publics des zones reconnues comme les plus remarquables du territoire. Il est donc au cœur de l'objectif de préservation du vivant de la SNB.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Des informations supplémentaires pourraient compléter la description de l'indicateur. En effet, l'indicateur repose sur deux dispositifs qui ne sont pas toujours évidents pour le lecteur : la ZNIEFF, inventaire géographiquement délimité, sans contrainte réglementaire et d'une bonne pertinence scientifique, et la zone protégée, construction administrative avec des contraintes plus ou moins fortes en termes d'activités et d'aménagement du territoire. Ces zones protégées sont souvent dessinées au regard de nécessités économiques et foncières, et n'ont pas forcément la même pertinence écologique que

les ZNIEFF. L'intérêt de l'indicateur réside justement dans le croisement des deux : combien de ZNIEFF sont en zones protégées ou quelle est la proportion de ZNIEFF qui acquiert un statut de protection au fil du temps ?

L'indicateur n'est pas proposé en termes de tendance, seule la date d'actualisation est proposée. Ce qui est souhaitable car l'indicateur pourrait perdre en fiabilité s'il était présenté en évolution temporelle : en effet, une augmentation de l'indicateur pourrait traduire un effort de protection des espaces naturels mais aussi un déclassement de certaines ZNIEFF en raison d'aménagements intempestifs et ceci devrait être pris en compte dans l'indicateur.

La valeur cible théorique de l'indicateur pourrait être 100%, signifiant que toutes les ZNIEFF sont en zone protégée.

L'échelle territoriale de restitution est la France métropolitaine et l'outre-mer. Même si l'échelle pourrait être réduite, l'indicateur vise à faire état d'une évolution au niveau national et c'est à ce niveau qu'il est le plus pertinent. En outre, l'évaluation rappelle que les ZNIEFF et les zones protégées ne sont définies que pour la France et n'ont pas leur équivalent exact dans les autres pays.

L'échelle spatiale de l'indicateur pourrait être modifiée. Celui-ci est très facilement transposable à l'échelle régionale. Il convient cependant d'être prudent lors de comparaisons inter-régionales qui s'inscriraient dans des contextes très différents. Un changement d'échelle temporelle n'aurait pas d'incidence sur l'indicateur, car les données sont mises à jour de façon continue.

C – Production de l'indicateur

De manière générale, l'évaluation souligne un jargon difficilement compréhensible pour les non-initiés, avec notamment 12 sigles différents et non explicités en 8 lignes de paragraphe.

L'évaluation a un avis divergent sur la clarté du mode de calcul. Par ailleurs, l'intégration de l'outre-mer dans les deux opérandes est suggérée par la fiche ONB mais se révèle peu évidente à déterminer à la lecture des chiffres fournis dans la feuille de calcul, et cela entre en contradiction avec les chiffres fournis pour l'autre indicateur ZNIEFF (« Espaces protégés recensés dans l'inventaire de nature remarquable »).

Outre l'incertitude liée à la prise en compte de l'outre-mer, Il existe une ambiguïté dans l'intégration ou non des aires protégées « faibles », dont les superficies sont parfois considérables (Natura 2000) et dont les contraintes sont très variées.

La manière dont est mesuré l'indicateur est bonne. Les surfaces attribuées aux ZNIEFF et aux aires protégées souffrent d'une certaine imprécision dans la mesure, due à l'hétérogénéité des outils utilisés et des compétences SIG (système d'information géographique) des opérateurs. Cette imprécision est non mesurable mais elle ne remet pas en cause l'interprétation de l'indicateur.

La méthode de calcul est adaptée pour le niveau infranational, les définitions et les espaces n'étant pas les mêmes au niveau international.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est robuste. L'évaluation ne relève pas de biais, l'imprécision de la mesure des surfaces n'affecte pas son interprétation. L'indicateur est également robuste à l'échelle régionale. D'éventuelles différences entre régions ne traduiraient pas nécessairement un effort moindre de protection de la part des pouvoirs publics, mais peut-être un niveau de connaissance du patrimoine différent ou des enjeux écologiques de protection très différents.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est bonne. Les seules imprécisions pourraient être liées au SIG. Une standardisation des méthodes et des procédures favoriserait certainement la précision. La précision est satisfaisante pour tracer

le phénomène décrit par l'indicateur, à savoir la variation du pourcentage d'aires remarquables effectivement protégées. Chaque aire nouvellement protégée sera ajoutée au pourcentage d'espaces remarquables protégés et augmentera ce pourcentage dans la mesure où les surfaces en ZNIEFF de type 1 et 2 ne varient pas. Cependant, elles peuvent tout de même varier car à chaque inventaire, de nouvelles zones peuvent être mises en ZNIEFF et certaines zones ayant perdu leur intérêt peuvent en être retirées. L'indicateur est a priori aussi précis à d'autres échelles territoriales. Cependant, la qualité et la précision des mesures sont très variables d'une région à l'autre. A l'échelle internationale, il sera aussi précis mais n'indiquera pas la même chose.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est adéquate, car les surfaces ZNIEFF et espaces protégées ne varient pas de manière subtile. L'indicateur peut détecter chaque surface de ZNIEFF bénéficiant nouvellement d'un statut de protection. La limite supérieure est de 100% des surfaces répertoriées en ZNIEFF protégées. L'indicateur n'est pas utilisé pour détecter des événements brefs et extrêmes, ni des changements inhabituels. Une surface qui devient protégée n'a pas vocation à l'être de façon temporaire, ou en tout cas pas de façon brève. L'indicateur n'indiquera pas un changement qui n'a pas eu lieu, si une surface bénéficie d'un nouveau statut de protection elle sera prise en compte, sinon pas. Il indiquera un changement qui s'est vraiment produit, car toutes les surfaces bénéficiant des statuts de protection listés peuvent être facilement recensées. L'indicateur est aussi sensible quelle que soit l'échelle territoriale puisqu'il prend en compte tous les espaces bénéficiant d'un nouveau statut de protection. La remarque déjà faite sur l'échelle supra-nationale s'applique ici aussi.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'évaluation a un avis divergent sur la fiabilité de l'indicateur. Selon un évaluateur, celle-ci est bonne. Pour un autre, l'indicateur n'est pas fiable s'il est présenté sous forme de tendance ; il devrait être accompagné des données brutes correspondant à l'évolution globale des surfaces en ZNIEFF et des surfaces en aires protégées. L'indicateur est un rapport entre surface des ZNIEFF incluses dans une zone protégée et surface totale des ZNIEFF. Une augmentation de l'indicateur pourrait traduire une augmentation des zones protégées où se trouve une ZNIEFF, mais tout autant le déclassement de certaines ZNIEFF, traduisant une banalisation des milieux. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur l'efficacité de l'indicateur. La mise à jour annuelle est souhaitable puisqu'elle est disponible. Un pas de temps plus long ne permettra pas de suivre aussi bien l'évolution du phénomène de mise en protection des habitats remarquables
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien avec la biodiversité. Les ZNIEFF sont les « hotspots » de la biodiversité en France, leur prise en compte par des mesures de protection est particulièrement importante. En outre, un habitat protégé est normalement favorable au bon fonctionnement des écosystèmes qu'il contient. On peut dès lors penser que plus le pourcentage de surfaces de nature remarquable protégées augmente, plus il y aura de conséquences favorables sur le fonctionnement des écosystèmes, mais ce n'est pas le cas tout le temps. Le même raisonnement s'applique pour les services écosystémiques. L'indicateur traduit une prise en compte politique d'objectifs biologiques et philosophiques, avec la mise en place d'une protection de tous les espaces naturels recensés comme remarquables. Il serait intéressant pour faciliter la compréhension de compléter cet indice par un indice présentant le nombre de zones de chaque type de protection par rapport au nombre total de ZNIEFF (et la proportion). L'évaluation souligne que cet indicateur doit être interprété en lien avec l'indicateur « Espaces protégés recensés dans l'inventaire ZNIEFF » qui traduit un effort de connaissance du patrimoine naturel dans les zones protégées.
- **Données** : L'évaluation n'a pas formulé de remarque particulière concernant les données. Elle rappelle qu'à l'international, des équivalences des ZNIEFF et des différents types de zones protégées devront être trouvées. Il peut y avoir des biais si ce ne sont pas les mêmes types d'espaces qui sont considérés.

E - Propositions d'amélioration

Les champs « avantages » et « limites » de la fiche ONB sont quasiment vides. Il convient de préciser la pertinence de l'indicateur pour ce qui concerne l'effort de mise en protection des éléments naturels les plus remarquables. Cet indicateur est simple, sous réserve de mieux expliciter le graphique. Les limites en sont que tous les types de protection ne sont pas forcément pris en compte au numérateur et que seuls les espaces recensés en ZNIEFF sont pris en compte au dénominateur. De plus, un statut de protection juridique ne va pas obligatoirement de paire avec une biodiversité en bon état de conservation. Enfin, il peut être rappelé que cet indicateur peut difficilement être apprécié sous forme de tendance.

Afin de faciliter la compréhension, l'évaluation suggère de supprimer les références aux ZNIEFF de type 2, vastes ensembles encore très mal formalisés (voir par exemple Mathevet et al. 2013) et de simplifier la présentation multiple des zones en protection faible. Toutefois, cela diminuerait la pertinence de l'indicateur au regard de l'orientation B.

L'évaluation propose des développements complémentaires à l'indicateur, comme par exemple la conception d'un indicateur fiable en tendance, qui prendrait en compte l'évolution des surfaces de ZNIEFF, d'aires protégées et du recouvrement des deux. Elle propose également un indicateur de zones mises en protection (ou changeant de niveau de protection) à la suite d'un inventaire ZNIEFF.

Elle recommande de développer le lien entre le fait qu'une zone soit juridiquement protégée et la qualité de la conservation de cet habitat, de la biodiversité qu'il contient et des services écosystémiques rendus. L'hypothèse est qu'un habitat protégé abrite plus de biodiversité et protège mieux cette biodiversité qu'un habitat non protégé juridiquement et que plus la proportion d'habitats remarquables protégés est importante, mieux la biodiversité est protégée. Cette hypothèse a été vérifiée dans plusieurs cas (Brereton et al. 2008, Butterfield et al. 1995). Davies et al. (2007) soulignent que cette échelle n'est pas appropriée pour différentes espèces (papillons). Bertolero & Oro (2009) expliquent quant à eux que ce lien ne fonctionne pas toujours.

L'évaluation suggère enfin d'adjoindre un indice qui teste les effets de la connectivité entre espaces protégés (voir Maiorano et al. 2015).

Enfin, en termes d'amélioration, les méthodes SIG pourraient être standardisées pour une meilleure précision.

F -Bibliographie des évaluateurs

Bastian, O. 2013. The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. ECOLOGICAL INDICATORS 24: 12-22.

Brereton, T.M.; Warren, M.S.; Roy, D.B.; Stewart, K. 2008. The changing status of the Chalkhill Blue butterfly Polyommatus coridon in the UK: the impacts of conservation policies and environmental factors. JOURNAL OF INSECT CONSERVATION 12: 629-638.

Butterfield, J.; Luff, M.L.; Baines, M.; Eyre, M.D. 1995. Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 79: 63-77.

Cantarello, E.; Newton, A.C. 2008. Identifying cost-effective indicators to assess the conservation status of forested habitats in Natura 2000 sites. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT: 815-826.

Davies, H.; Brereton, T.M.; Roy, D.B.; Fox, R. 2007. Government targets for protected area management: will threatened butterflies benefit? BIODIVERSITY AND CONSERVATION 16: 3719-3736.

Bertolero, A.; Oro, D. 2009. Conservation diagnosis of reintroducing Mediterranean pond turtles: what is wrong? ANIMAL CONSERVATION 12: 581-591.

Bunce , R.G.H. ; Bogers M.M.B.; Evans , D. ; Halada , L. ; Jongman R.H.G. ; Mucher , C.A. ; Bauch, B.; de Blust , G. ; Parr , T.W. ; Olsv L. 2013. The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. ECOLOGICAL INDICATORS, In Press.

Gonzalez-Maya, Jose F.; Vaquez-R, Luis R.; Belant, Jerrold L.; et al. 2015. Effectiveness of Protected Areas for Representing Species and Populations of Terrestrial Mammals in Costa Rica. PLOS ONE Volume: 10 Issue: 5 Article Number: UNSP e0124480 Published: MAY 13 2015.

Lepart J. et Marty P., 2009, « Sortir des espaces protégés pour conserver la biodiversité », Géographie et cultures, 69, p. 46-58.

Maiorano, L.; Amori, G.; Montemaggiori, A.; et al. 2015. On how much biodiversity is covered in Europe by national protected areas and by the Natura 2000 network: insights from terrestrial vertebrates CONSERVATION BIOLOGY Volume: 29 Issue: 4 Pages: 986-995 Published: AUG 2015.

Mathevet R., Lepart J. et Marty P., 2013, « Du bon usage des ZNIEFF pour penser les territoires de la biodiversité », Développement durable et territoires [En ligne], Vol. 4, n° 1 | Avril 2013, mis en ligne le 16 juillet 2013, consulté le 13 octobre 2015. URL : http://developpementdurable.revues.org/9649 ; DOI : 10.4000/developpementdurable.9649.

Mimet, Anne; Raymond, Richard; Simon, Laurent; et al. 2013. Can designation without regulation preserve land in the face of urbanization? A case study of ZNIEFFs in the Paris region. APPLIED GEOGRAPHY, Volume: 45, Pages: 342-352 Published: DEC 2013.

Nicholson, Emily; Regan, Tracey J.; Auld, Tony D.; et al. 2015. Towards consistency, rigour and compatibility of risk assessments for ecosystems and ecological communities AUSTRAL ECOLOGY Volume: 40 Issue: 4 Special Issue: SI Pages: 347-363 Published: JUN 2015.

Pardini, R; Faria, D; Accacio, GM ; Laps, R.R.; Mariano-Neto, E; Paciencia, M.L.B. ; Dixo, M.; Baumgarten, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. BIOLOGICAL CONSERVATION 142: 1178-1190.

Rondinini C.*, Chiozza F. 2010 .Quantitative methods for defining percentage area targets for habitat types in conservation planning Biological Conservation 143 (2010) 1646–1653.

Schultze, Juliane; Gaertner, Stefanie; Bauhus, Juergen; et al. Criteria to evaluate the conservation value of strictly protected forest reserves in Central Europe. 2014. BIODIVERSITY AND CONSERVATION Volume: 23, Issue: 14, Special Issue: SI, Pages: 3519-3542, Published: DEC 2014.

Référencement

Van Baaren, J., Zagatti, P. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Effort de consevation des secteurs de nature remarquable ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

EFFORT FINANCIER NATIONAL POUR LA BIODIVERSITÉ

Effort financier national pour la préservation de la biodiversité et des paysages

Code indicateur
SNB-C09-12-DNB1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 9

Évaluation réalisée par
Dominique Ponton
Jean-Philippe Terreaux

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
18 avril 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
A3 - Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs

C7 - Inclure la préservation de la biodiversité dans la décision économique

C9 - Développer et pérenniser les moyens financiers et humains en faveur de la biodiversité

D13 - Partager de façon équitable les avantages issus de l'utilisation de la biodiversité à toutes les échelles

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques aux différentes échelles

E16 -Développer la solidarité nationale et internationale entre les territoires

F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion de connaissances

Dernière évaluation
2013

De manière générale, l'évaluation s'inscrit dans la continuité de celle de 2013 en confirmant que l'indicateur constitue un bon élément pour permettre aux décideurs de communiquer sur les moyens déployés pour la biodiversité. Elle insiste fortement sur le fait que l'indicateur véhicule un message selon lequel une hausse des financements correspondrait à une amélioration de la préservation de la biodiversité et des paysages. Or, cette perception quant à l'évolution des efforts financiers est sujette à interprétation et est en outre corrélée au contexte économique du moment. Des éléments sur l'efficacité des fonds alloués complèteraient utilement l'indicateur.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente les montants totaux alloués (publics et privés) chaque année à la protection de la biodiversité et des paysages.

Il est associé à un grand nombre d'objectifs. L'évaluation formule une réserve quant au volet gain de connaissances qui apparaît plus marginal sur le plan quantitatif, comme le montre une des courbes illustratives de l'indicateur. L'évaluation alerte également sur une éventuelle récupération de cet indicateur dans le cadre d'actions de *green washing*.

La présentation de l'indicateur comporte quelques ambiguïtés. L'intitulé, contenant le terme « national », peut donner l'impression de n'aborder que des financements publics. La lecture de la description permet de dissiper cette mauvaise lecture. Dans le même ordre d'idée, indiquer la répartition par bailleur dès le premier graphique permettrait de voir immédiatement la multiplicité des financements.

Il serait également intéressant de mettre en lumière la valeur de l'indicateur avec d'autres dépenses, qui ne seraient pas favorables à la biodiversité.

Enfin, il est utile de souligner que les dernières données définitives concernant le poids de chaque acteur dans le financement des actions en faveur de la biodiversité datent de 2010.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Un des principaux points soulevés par l'évaluation vise le lien entre hausse de l'effort

financier et effet sur la préservation de la biodiversité et des paysages. L'indicateur ne permet pas en l'état d'établir une telle relation et laisse à penser qu'une hausse des financements signifie une amélioration de l'état de la biodiversité alors que l'efficacité de l'effort n'est pas renseignée. L'indicateur donne lieu à une confusion entre les dépenses et la valeur de la biodiversité : des mesures de compensation seraient intégrées à l'effort national tandis que la biodiversité subirait une atteinte. Ce constat avait déjà été formulé dans la précédente évaluation.

Par ailleurs, mettre en regard la situation de la France par rapport à d'autres pays pourrait montrer son positionnement international, ses avancées et ses retards. Exprimer la valeur en pourcentage du PIB permettrait cette mise en relation. Les données relatives à la métropole et à l'outre-mer devraient être séparées afin de connaître la répartition de cet effort.

Enfin, la mention « administrations locales, dont agences de l'eau » mériterait d'être explicitée afin de bien comprendre le périmètre des acteurs impliqués. D'autres établissements publics pourraient en effet être intégrés dans le calcul de l'effort de financement.

C – Production de l'indicateur

Il n'est pas évident de déterminer si une augmentation de la valeur de l'indicateur est favorable à la biodiversité (plus d'actions de conservation, de remise en conditions propices à la biodiversité, etc.) ou défavorable (plus de mesures de compensations de destruction par exemple). Cet indicateur regroupant en outre la préservation de la biodiversité et des paysages, cela rend difficile les interprétations.

En fonction de la définition que l'on donne aux termes d'effort financier, de biodiversité, de paysage, ainsi que l'échelle considérée, l'interprétation de la valeur de l'indicateur peut être très différente. Il sera important de ne pas s'arrêter aux chiffres eux-mêmes mais s'intéresser à l'évolution de l'indicateur, ce qui nécessite d'une part de garder une certaine stabilité du mode de calcul et d'autre part, d'examiner attentivement les causes de la variation. Par exemple, la valeur de l'indicateur pourrait augmenter alors que la biodiversité diminue si une destruction de x unités de biodiversité donne lieu à une dépense de x+y (dans le cadre d'une compensation par ex.), et cela sans prendre en compte la richesse de la biodiversité. Cela demanderait également une séparation des objectifs (la biodiversité étant le plus souvent une aménité ou une externalité jointe à une production, difficile à séparer).

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est évaluée comme faible voire très faible. Des critiques subsistent quant aux données intégrées dans son calcul et les possibilités de biais dues à l'intégration d'actions de green washing ou de mesures compensatoires, par exemple. Il apparaît essentiel de mieux définir l'ensemble des éléments en présence, tels que le périmètre des financements comptabilisés sous couvert d'efforts pour la biodiversité et leur affectation. Un « coefficient d'efficacité » pourrait être intégré et renseigné par les acteurs fournissant les données pour le calcul. En ce sens, l'évaluation conforte celle qui avait été faite en 2012 et souligne les risques importants de biais non résolus à ce jour.
- **Précision :** Elle est évaluée comme faible. La précision n'est pas quantifiable, certaines dépenses peuvent ne pas être prises en compte alors qu'elles poursuivent le même objectif de préservation de la biodiversité et des paysages. De la même manière, les mesures de compensation sont comptabilisées mais pas les détériorations de la biodiversité. Cette évaluation conforte et renforce l'évaluation précédente (2013) à cet égard.
- **Sensibilité :** Elle est évaluée comme faible. L'indicateur peut détecter toute évolution et est sensible à la conjoncture des dépenses publiques. Il est néanmoins insensible à une amélioration ou détérioration de la biodiversité, ce qui est un risque majeur. La sensibilité est très bonne sur la forme, mais pas sur le fond. De plus,

l'évaluation met en avant le risque qu'une hausse ou stagnation de l'effort financier s'accompagnerait d'une dégradation de la biodiversité et des paysages (par ex. une augmentation des financements pourrait résulter d'un effort de restauration face à des pertes accrues). La part du privé n'est pas prise en compte et il semble que tous les établissements publics ne concourent pas au calcul (EPST, ONF…)

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur mesure bien l'effort financier, mais ne détecte pas l'effet positif ou négatif sur la biodiversité, du fait de la confusion entre niveau de dépense et efficacité de la dépense.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité :** L'indicateur ne permet pas de connaître l'effet d'une évolution des financements sur la biodiversité ou les paysages. Le rapport entre ces deux métriques en serait un bon indicateur.
- **Données :** Il serait intéressant de préciser les actions que les collectivités publiques rattachent à la biodiversité, ainsi que les acteurs intégrés dans la part privée de l'effort de financement. Les données relatives à l'outre-mer devraient être présentées séparément.

E - Propositions d'amélioration

Les évaluateurs souscrivent de manière générale aux remarques de la précédente évaluation. Ils contestent le message véhiculé par l'indicateur, liant importance de l'effort financier national pour la biodiversité et préservation de celle-ci. L'indicateur n'offre pas de lisibilité sur l'efficacité des dépenses. Un indicateur de l'efficacité de l'argent dépensé pourrait également être envisagé. L'indicateur n'est utile que s'il répond à un standard international, mais tant qu'il ne prend pas en compte l'efficacité des dépenses sur la biodiversité il reste d'un usage très limité. L'évaluation reprend également la proposition de faire répondre l'indicateur à un standard international pour permettre une comparaison avec d'autres pays, en utilisant par exemple le PIB comme base. Enfin, une distinction entre métropole et outre-mer serait pertinente.

Référencement

Ponton, D., Terreaux, J.-P. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Effort financier national pour la biodiversité ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

ESPACES PROTEGÉS RECENSÉS DANS L'INVENTAIRE DE LA NATURE REMARQUABLE

Proportion des surfaces d'espaces sous protections fortes également recensées dans l'inventaire ZNIEFF des espaces remarquables pour la biodiversité

Code indicateur
SNB-E14-13-ZAP1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 10

Évaluation réalisée par
Sylvie Vanpeene
Pierre Zagatti

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
4 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

Première évaluation

L'indicateur est considéré comme robuste et fiable. Il est le rapport entre la surface des aires protégées et la surface des ZNIEFF et se révèle être un excellent indicateur de la cohérence de création d'aire protégées fortes. L'évaluation propose la production de l'indicateur inverse, c'est-à-dire le pourcentage de ZNIEFF bénéficiant d'une protection forte, et appelle à préciser si l'outre-mer est pris en compte ou pas.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

Il s'inscrit dans deux orientations stratégiques de la SNB : B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action ». L'évaluation estime que la pertinence de l'indicateur pour l'orientation B est modérée, du fait que les zones protégées sont bien d'un grand intérêt écologique, mais que l'indicateur ne va pas dans le sens d'une plus grande protection. En revanche, l'indicateur répond complètement à l'orientation E, la protection s'applique bien là où elle est importante.

L'indicateur est associé à plusieurs objectifs. Sa pertinence est modérée pour ceux relevant de l'orientation B, la démarche de trame écologique dépendant avant tout de la fréquence et de la connectivité des zones préservées, qui sont deux caractéristiques non ciblées par l'indicateur. L'indicateur répond en revanche très bien à l'objectif E14.

L'intitulé et la description de l'indicateur sont bien concordants. Des précisions pourraient néanmoins être apportées, notamment le fait que le chiffre annoncé correspond aux ZNIEFF 1+2 (alors qu'il n'est que de 50% pour les ZNIEFF 1), et s'il concerne uniquement la métropole ou également l'outre-mer et s'il couvre les domaines terrestres et marins (ou pas).

La valeur présentée par l'indicateur semble correcte. L'évaluation souligne que la superficie totale des « aires protégées fortes » mériterait d'être mentionnée, et suggère que l'information selon laquelle « *seulement 8% des surfaces en ZNIEFF de type 1 sont des aires protégées fortes* » apparaisse dès le début du texte. Il pourrait également être pertinent de connaître le pourcentage des ZNIEFF réellement sous statut de protection forte. Cette information serait utile en termes d'enjeux de conservation.

Le graphique en revanche se révèle peu clair, non seulement à cause de la disparité entre les zones protégées mais également du fait de la présentation de valeurs similaires pour différentes séries (entre « Natura 2000 » et « aires protégées fortes et Natura 2000 » ; et entre « autres catégories d'espaces protégés » et « tout type d'aires protégées confondues »). Les trois séries centrales de l'histogramme brouillent le message sans apporter d'informations pertinentes. L'évaluation propose de ne conserver que la série « protection forte », qui correspond à l'intitulé de l'indicateur, voire également la série « tous types de protection confondus », et de prévoir un autre graphique reprenant les autres catégories. Il a été suggéré de s'inspirer de la notice de présentation de l'inventaire ZNIEFF de la région PACA qui présente le pourcentage de zones protégées en ZNIEFF et le pourcentage de ZNIEFF en zones protégées et ce par type de statut de protection[1].

Il serait par ailleurs nécessaire de lister les différentes catégories d'espaces protégés, l'astérisque du bloc 3 n'est pas détaillé sur l'illustration. L'interprétation de l'indicateur n'est quant à elle pas sujette à erreur. Telle que présentée, la valeur de l'indicateur est une photographie de la situation présente, cette valeur étant bien informative par elle-même.

Enfin, la prise en compte ou pas de l'outre-mer doit absolument être précisée.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La définition de l'indicateur manque d'explications. L'indicateur repose en effet sur deux dispositifs qui ne sont pas toujours évidents pour le lecteur : 1) la Zone protégée, qui est une construction administrative s'accompagnant de contraintes plus ou moins fortes en termes d'activités et d'aménagement du territoire, de documents de gestion et d'un coût de fonctionnement ; 2) la ZNIEFF qui est un inventaire de zones où des espèces (et habitats) remarquables ont été localisées, mais n'impose aucune contrainte réglementaire. L'intérêt de l'indicateur réside bien dans le croisement des deux : combien de zones protégées bénéficiant d'une protection forte correspondent également à des ZNIEFF ?

L'indicateur n'est pas proposé en termes de tendance, seule la date d'actualisation est proposée. Cela est d'ailleurs souhaitable, l'indicateur perdrait tout son sens s'il était présenté en évolution temporelle.

Il n'y a pas de valeur cible définie. Dans son analyse, un évaluateur arrive à une limite de 86% au vu de l'existant et en regardant ce qui se passerait si les 400 000 ha d'aires protégées à créer l'étaient toutes en ZNIEFF. Comme il y a déjà des zones protégées hors ZNIEFF, la valeur de 100% n'est pas atteignable sauf à déclasser des zones protégées ou à classer arbitrairement ces secteurs en ZNIEFF sans respecter la procédure de désignation. Par ailleurs, il peut être important d'un point de vue fonctionnel et/ou de sensibilisation des citoyens que des zones hors ZNIEFF soient protégées (par exemple, pour des raisons de connectivité ou de pression forte sur des espaces de nature ordinaire pouvant servir de zone tampon à des espaces à richesse patrimoniale). En outre, placer toutes les zones protégées en ZNIEFF n'est pas réalisable en pratique, du fait que les zones protégées sont aussi délimitées en fonction de contraintes foncières, ce qu'ignorent les ZNIEFF.

Concernant l'échelle territoriale, ZNIEFF et espaces protégés ne sont définis que pour la France. L'indicateur est une synthèse nationale et c'est à cette échelle qu'il est le plus pertinent. Il faudrait toutefois préciser si l'indicateur concerne à la fois la métropole et l'outre-mer, et présenter le cas échéant des valeurs séparées. L'indicateur est en outre très facilement transposable à l'échelle régionale. Une telle déclinaison serait pertinente, en restant cependant vigilant sur des comparaisons inter-régionales qui s'inscriraient dans des contextes très différents.

C – Production de l'indicateur

Selon l'évaluation, le mode de calcul mériterait d'être explicité. Celui-ci étant en l'état actuel peu clair et non reproductible. Il est impossible d'additionner les surfaces d'aires protégées pour arriver aux chiffres annoncés dans chaque catégorie, le tableau évitant les doubles comptes (par exemple, une Réserve déjà Natura 2000) et suivant un calcul non présentable à ce niveau. Les DREAL (Direction régionale de l'environnement, de

1 Voir : http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/NOTICE-ZNIEFF-2eGEN-2_cle63947c.pdf, p.14

l'aménagement et du logement) ne sont pas citées comme fournissant des données relatives aux espaces protégés. Cela pose la question de la prise en compte de l'outre-mer dans le calcul de l'indicateur.

L'évaluation souligne enfin l'aspect « jargonneux » difficilement compréhensible pour les non initiés, avec 12 sigles différents, non explicités, en 10 lignes de paragraphe.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme étant très robuste. Les deux termes de l'indicateur proviennent d'un producteur unique, le MNHN, et correspondent à des surfaces réglementaires. Il n'y a, a priori, pas de biais de mesure ou de mauvaise transmission de données. Les éventuels biais viendraient d'erreurs d'affectation d'un statut à un espace protégé et des différences de précision dans la saisie des contours des ZNIEFF et des espaces protégés (par ex. nombre de nœuds créés différent lors de la production du polygone de l'entité à saisir - plus le nombre de nœuds sera élevé, plus le contour sera proche de la réalité). Cependant, au vu des résultats du tableau de données sources, des erreurs à la marge n'ont pas d'impact significatif sur la valeur. Un standard de saisie pour les opérateurs afin d'homogénéiser les modes de saisie des contours des polygones, voire la réalisation de tests de sensibilité pour connaître l'impact de différences de saisie sur la valeur de l'indicateur pourraient pallier d'éventuelles erreurs. Le changement d'échelle (régionale ou départementale) n'affecte pas la robustesse de l'indicateur et n'engendre pas de biais statistiques.
- **Précision :** L'indicateur est précis. Des différences de précision lors de la digitalisation des contours des couches SIG renseignées par des interlocuteurs différents peuvent entraîner des variations dans la valeur de l'indicateur lors du croisement de ces couches (ceci pourrait faire l'objet d'un test de sensibilité). Elles se révèleraient cependant négligeables dans le cas présent. La surface totale d'aires protégées fortes devrait varier de 1000 ha (sans que la surface en ZNIEFF ne bouge) pour faire varier de 0,1% la valeur de l'indicateur. On peut penser que l'indicateur sera suffisamment précis pour tracer le type de variation attendue de sa part au vu des objectifs d'accroissement de la surface des aires protégées. L'indicateur est aussi précis à différentes échelles, mais non encore défini au niveau international.
- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est faible, mais celle-ci est considérée ici comme peu pertinente. L'évaluation rappelle que l'indicateur donne une image globale de la situation en France et se base sur des surfaces importantes qui évoluent fréquemment. Il faudrait que la surface totale d'aires protégées fortes varie de 10 000 ha (sans que la surface en ZNIEFF ne bouge) pour faire varier de 1% la valeur de l'indicateur. L'indicateur n'a pas vocation à détecter de changements brefs ou extrêmes ; les créations d'aires à protection forte nécessitent plusieurs années pour se mettre en place. L'indicateur ne détecte pas non plus de changement de trop faible ampleur (moins de 10 000 ha d'aires protégées créées entre 2 dates). Il sera plus réactif sur de petites surfaces (département, région) puisqu'il s'agit d'un ratio.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme fiable. Il le resterait à l'échelle régionale. A l'échelle départementale, ou moindre, il pourrait indiquer dans certains cas de faibles surfaces d'aires fortement protégées. L'évaluation relève que l'actualisation des données ZNIEFF se fait en continu alors que celle des espaces protégés se fait une fois par an.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : Les ZNIEFF sont les « hotspots » de la biodiversité en Métropole, la protection des aires les plus riches est une protection directe de la biodiversité. Les aires à protection forte sont quant à elles créées pour conserver et gérer en lien avec les espèces ayant conduit à leur création. Le lien avec le bon fonctionnement des écosystèmes est indirect, il dépend également de la surface des zones protégées et de leur connectivité, deux critères non pris en compte par l'indicateur. Il n'établit pas de lien avec les services écosystémiques en particulier. Cet indicateur indique que les zones protégées ont bien été choisies pour l'intérêt de leur biodiversité. L'indicateur n'indique pas que les zones importantes pour la biodiversité sont protégées, c'est l'indicateur « Effort

de conservation des secteurs de nature remarquable » qui le fait. L'augmentation de la valeur de cet indicateur est un objectif politique (2% du territoire en protection forte, soit 400 000 ha à créer d'ici 2019 selon la Stratégie de création d'aires protégées).

- **Données** : Le changement d'échelle spatiale et/ou temporelle de l'indicateur ne s'accompagne pas de biais particuliers sur la collecte des données. Concernant l'outre-mer, tous les territoires n'ont pas encore de définition de ZNIEFF.

E - Propositions d'amélioration

L'indicateur est très satisfaisant, dès lors que son domaine d'interprétation est correctement exposé. C'est un excellent indicateur de la cohérence de création d'aires protégées fortes.

Les données pourraient être détaillées par type d'espace à forte protection et toujours indiquer l'indicateur inversé du pourcentage de ZNIEFF bénéficiant d'un statut de protection fort. Cela permettrait de démontrer l'enjeu de créer rapidement davantage de zones à protection forte et de sensibiliser les acteurs chargés des stratégies de création d'aires protégées. Au niveau international, cela constituerait un élément de rapportage sur la politique de création d'aires protégées en France.

Les limites de l'indicateur pourraient par ailleurs être mentionnées, par exemple : « *Cet indicateur présente une valeur élevée 79% qui masque le fait que seuls 8 % des ZNIEFF sont couvertes par une protection forte. Il est important de vérifier que les aires protégées sont créées dans des sites à valeur patrimoniale reconnue mais il ne faut pas oublier les enjeux de conservation de connectivité entre habitats qui pourraient justifier, dans le contexte de changement climatique, de créer des espaces protégés dans des zones relais (donc potentiellement hors ZNIEFF). Il est encore plus important de vérifier que suffisamment de sites identifiés ZNIEFF sont couverts par des protections fortes, le taux de 8% actuel n'est pas suffisant* ».

L'évaluation propose également de traiter progressivement les territoires d'outre-mer lorsque les ZNIEFF y seront identifiées et calculer séparément les résultats.

F – Bibliographie des évaluateurs

Elissalde-Videment L., Horellou A., Humbert G., Moret J., 2004.- Guide méthodologique sur la modernisation de l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique. Mise à jour 2004. Coll. Patrimoines Naturels. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris - 73 pages.

Mathevet R., Lepart J. et Marty P. 2013. - Du bon usage des ZNIEFF pour penser les territoires de la biodiversité, Développement durable et territoires [En ligne], Vol. 4, n° 1 | Avril 2013, mis en ligne le 16 juillet 2013, consulté le 13 octobre 2015.

Maurin H., Theys J., de Feraudy E., Duhautois L., 1997.- Guide méthodologique sur la modernisation de l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique. Coll. Notes de Méthode. Institut Français de l'Environnement. Orléans - 66 pages.

Référencement

Vanpeene, S., Zagatti, P. & Aubertie, S. 2016. Évaluation scientifique de l'indicateur « Espaces protégés recensés dans l'inventaire de la nature remarquable». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ESPÈCES MENACÉES CONCERNÉES PAR UN PLAN NATIONAL D'ACTION

Espèces menacées concernées par un plan national d'action

Code indicateur
SNB-B04-12-PNA1
Évaluation FRB- i-BD² : N°11

Évaluation réalisée par
Philippe Feldmann
Bernard Kaufmann

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
1er septembre 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Objectifs secondaires
C10 - Faire de la biodiversité un moteur de développement et de coopération régionale en outre-mer

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion des connaissances

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente. Elle s'interroge sur la pertinence de l'indicateur, du fait notamment des variations de son dénominateur et numérateur et de la dépendance aux données des listes rouges. Elle soulève également la question des moyens dédiés à la conservation de ces espèces. Elle formule enfin quelques propositions d'amélioration.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur informe sur la proportion d'espèces faisant l'objet d'un plan national d'action en France.

L'indicateur s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB. L'aspect « efficacité de l'action » n'est cependant pas tout à fait couvert par l'indicateur puisque l'existence d'un plan d'action ne signifie pas automatiquement efficacité de l'action. Celle-ci pourrait être estimée par l'évolution du statut de menace (listes rouge nationale et/ou régionales) des espèces bénéficiant d'un plan national d'action.

L'indicateur est pertinent pour répondre aux objectifs principaux qui lui sont associés, à savoir B4 et E15. Cela est moins évident pour E14. Le lien avec les enjeux mondiaux gagnerait à être précisé puisque la base de référence est la liste rouge nationale.

La description de l'indicateur correspond à son intitulé. Il pourrait peut-être être mieux précisé ce que signifie « menacé » (ici, liste rouge nationale pour les catégories CR, EN et VU). Selon les recommandations de l'UICN, la clarification de la prise en compte ou pas des DD (*data deficient*) manque car cette proportion est très variable selon les groupes d'espèces. Un risque d'erreur d'interprétation résulte en effet de la non présentation de la « qualité d'information » sur les menaces, selon que les groupes ont bénéficié d'une évaluation exhaustive (oiseaux) ou pas. Cela est résolu indirectement par la non prise en compte des groupes non entièrement évalués mais a pour conséquence de modifier globalement l'indicateur qui risque d'évoluer fortement au fur et à mesure de l'évaluation des listes rouges de ces groupes.

La présentation de la valeur de l'indicateur a le mérite d'être simple mais elle manque de structure. Elle peut conduire à des surinterprétations selon les groupes ou les localisations. La consolidation entre métropole et outre-mer n'est pas très cohérente biolo-

giquement. Pour l'outre-mer, le cadre administratif conduit à ne pas prendre en compte les PTOM (pays et territoire d'outre-mer). Le lecteur de l'indicateur n'a a priori pas de connaissance de ces particularités et de l'enjeu considérable que représentent ces PTOM en matière de conservation de la biodiversité.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance accompagnant la valeur. La présentation en pourcentage donne une vision intéressante mais ne permet pas de connaître le poids relatif des différents groupes.

En termes d'illustrations, il n'y a pas de biais de visualisation. Cependant, l'approche en pourcentage donne un poids très important aux groupes à faibles effectifs dans leur participation à un indicateur global. L'évaluation propose un histogramme cumulé avec une échelle réelle, où des couleurs différentes permettraient de voir la proportion d'espèces avec ou sans plan national d'action.

L'interprétation de la valeur peut être sujette à erreur, il convient de préciser dans l'intitulé que l'indicateur ne concerne que les espèces évaluées par la liste rouge nationale.

Il serait enfin intéressant de pouvoir compenser l'hétérogénéité créée par les évaluation nationales de différentes échelles (outre-mer/métropole) en faisant un indicateur sans biais d'échelle basé sur la liste rouge mondiale. Cela permettra de plus d'anticiper les redondances (comme celles existant déjà entre la Guadeloupe et la Martinique où la majeure partie des espèces est commune mais les évaluations séparées).

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Au vu de la description des plans nationaux d'action (PNA), les espèces RE (régionalement éteintes) pourraient utilement être ajoutées dans cet indicateur.

L'indicateur peut aller de 0 à 100%. Celui-ci utilisant 3 catégories de menaces différentes, il serait intéressant de voir comment les PNA se répartissent sur les 3 niveaux (par exemple : aucune espèce d'orchidée EN ne bénéficie d'un PNA, alors qu'une espèce VU en bénéficiait). La valeur cible associée à l'indicateur est 100%, ce qui est une cible illusoire. Peut-être est-il en revanche possible d'indiquer un objectif, par exemple passer de 5 à 10% des espèces à un pas de temps à déterminer en fonction des moyens. Une autre valeur cible pourrait être que toutes les espèces CR bénéficient d'un plan d'action (puis EN, etc.).

L'indicateur est pertinent quel que soit le contexte. On pourrait éventuellement considérer qu'un milieu rare et/ou plus menacé qu'un autre justifierait plus d'un PNA (sur plusieurs espèces par exemple).

Le grain de restitution métropole/outre-mer permet de comparer ces deux grandes zones à enjeux différents. Il faudrait également séparer les collectivités d'outre-mer pour éviter d'avoir une absence de vision régionale et pouvoir comparer les efforts faits.

Un changement d'échelle vers une approche régionale pourrait se faire sur la base d'une liste rouge régionale. Si une approche locale est envisagée, l'indicateur va beaucoup varier à chaque incrémentation chez certains groupes à faible effectif, ce qui ne sera pas forcement représentatif de l'effort global consacré à la conservation.

C – Production de l'indicateur

L'évaluation relève que le nombre d'espèces rapporté à la liste des espèces menacées ne différencie pas plans nationaux mono ou plurispécifique ; ainsi le PNA « Odonates » concerne 18 espèces alors que le plan « vison d'Europe » concerne une seule espèce. Il serait en outre utile de clarifier le lien entre la mise en place d'un PNA et l'évaluation du risque d'extinction d'une espèce (liste rouge UICN). Lors du Grenelle de l'environnement, la priorité affichée visait les espèces CR (mondial). Quid des espèces EN et VU qui rentrent dans le calcul du dénominateur ? L'impact des moyens mobilisables peut être un facteur majeur d'évolution de l'indicateur, l'objectif affiché d'un PNA pour l'ensemble des espèces menacées semble d'une échelle hors de portée. L'indicateur se rapproche alors plutôt d'un indicateur des ressources mobilisables, plus ou moins corrélés à d'autres facteurs.

La méthode de calcul de l'indicateur est claire. D'autres présentations sont possibles, il y a en effet plusieurs indicateurs d'échelles géographiques ou de groupes différents

présentés en termes de pourcentage. Leur évolution peut donc être différente. L'indicateur reflète les avis d'experts UICN pour chaque espèce présente sur la liste. La sensibilité possiblement variable des nombreux experts au niveau de menace rend le chiffre quelque peu contestable, même s'ils font globalement consensus.

Un lien avec les évaluations régionales liste rouge peut être plus pertinent (par exemple Caraïbes) qu'une liste « nationale » France traitant d'un territoire plus limité. Un changement d'échelle masque néanmoins les différences fondamentales entre outre-mer et métropole. Le niveau mondial n'apparaît pas alors que c'est la référence pour la partie évaluation liste rouge des espèces menacées.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** L'indicateur souffre de plusieurs biais existent, liés notamment à des changements de politique vis-à-vis des PNA (plurispécifiques, changement de financement, hétérogénéité de financement). Ces biais pourraient rendre l'indice totalement inopérant durant la mesure annuelle (qui tient compte des plans existants à un temps t) et pour les comparaisons temporelles. Il conviendrait de changer le numérateur de l'indicateur pour limiter les biais. Néanmoins, l'hétérogénéité des PNA (nombre d'espèces, financements) rend les biais inévitables. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données aura une incidence sur la robustesse, puisqu'il y a une corrélation avec l'évolution du dénominateur et sa fréquence de mise à jour. Un changement d'échelle territoriale aurait également un effet. Pour l'outre-mer, il y a un double effet de taille d'effectifs (des groupes analysés) et d'effort de connaissance (un manque de connaissance conduisant à des évaluations biaisées vers le critère de rareté). Un travail de validation serait encore nécessaire afin de mieux appréhender les facteurs de variations liées au dénominateur (effort et échelle de connaissances des espèces menacées) et au numérateur (impact des moyens mobilisables et des promoteurs des PNA). L'évaluation du niveau des menaces doit être aussi rigoureuse que possible. La méthodologie a été publiée, un mécanisme de certification mis en place qui pourrait encore être amélioré par une évaluation indépendante par des tiers pour réduire les biais parfois importants. Il doit aussi être possible de tester statistiquement la variabilité et la puissance de l'indicateur d'évolution (cela permettra d'avoir une idée de ce qu'est la plus petite différence pouvant être mise en évidence de manière significative).
- **Précision :** L'indicateur est suffisamment précis. Les imprécisions sur le nombre de plans d'action sont très faibles et liées au stade de mise en œuvre (le PNA est-il achevé). Les imprécisions sur le nombre d'espèces menacées sont en revanche importantes. Le niveau d'exhaustivité et une information sur la qualité de cette évaluation seraient utiles. C'est la garantie de l'homogénéité d'approche pour cette estimation qui est importante ici. Le niveau de précision de l'indicateur est insuffisant pour tracer les variations du phénomène qu'il décrit, mais il est difficilement améliorable. Il pourrait éventuellement être amélioré au fur et à mesure que les groupes ou/et les zones géographiques seront évalués (liste rouge). Une réflexion sur la fréquence de mise à jour et d'évolution serait intéressante. Un changement dans l'intervalle de temps aurait un effet sur la précision, il est peut-être possible de faire des mises à jour en continu en lissant l'évolution. Concernant l'incidence d'un changement d'échelle territoriale, la réponse est mitigée. Il s'agit d'un pourcentage calculé par rapport à ce qui est connu. Sachant que le statut de menace ne peut être évalué de manière pertinente en dessous d'une certaine échelle, il existera un seuil inférieur qui dépendra de l'espèce et des populations concernées. Par ailleurs, l'indicateur décrit une politique nationale ; il pourrait être décliné régionalement (les régions participent aux PNA, les transformant en PRA; il existe des listes rouges régionales).
- **Sensibilité :** L'indicateur apparaît comme globalement peu sensible, mais est trop sujet à des variations liées à la source des données et à la lenteur de l'évolution des données déjà collectées (dénominateur) ou de la création de nouveaux PNA. L'indicateur peut détecter une augmentation du nombre de PNA, mais sera moins sensible à une augmentation du nombre d'espèces menacées. Vu le nombre

faible de PNA (31), chaque nouveau plan (ou l'arrêt) induit un changement de 3%. Si la durée moyenne est de 5 ans, 6 PNA devraient en moyenne s'arrêter chaque année ce qui, si les arrêts sont pris en compte, peut conduire à une évolution négative de 20% à laquelle il faudrait toutefois inclure les nouveaux PNA. L'indicateur ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes. Un effondrement de l'indicateur par une augmentation brutale du statut de menaces est théoriquement possible si l'évaluation est suffisamment réactive. Un moyen d'augmenter la sensibilité serait d'inclure les évolutions du stade de menaces de NT à CR (soit un indice liste rouge pour le groupe plutôt qu'un nombre d'espèces menacées). La réactivité nécessiterait un suivi continu, ce qui n'est pas forcément impossible pour certains groupes (oiseaux) grâce aux sciences citoyennes. L'indicateur pourrait néanmoins refléter une politique de systématisation des PNA pluri-espèces qui pourrait faire augmenter l'indice à 100% très rapidement. Les données utilisées sont par ailleurs sujettes à erreur. La présence de PNA pluri-espèces non pondérés et l'établissement des listes rouges nationales « à dire d'expert » induisent des hétérogénéités importantes. Des précisions sont en outre à apporter sur les PNA (qu'est ce qu'un PNA en cours ? Quand le retire-t-on de la liste de comptage ?) et sur la qualité des données, importante pour le « dénominateur ». On doit pouvoir calculer la puissance statistique qui sera différente selon les groupes et les échelles. L'indicateur peut donc ne pas détecter un changement qui se produit, comme il pourrait informer d'un changement qui ne s'est pas produit notamment si les politiques régionales et locales s'émancipent des politiques nationales en termes d'investissement financier. La réactivité sera plus importante avec de faibles « nombres », donc à plus petite échelle.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est aujourd'hui peu fiable en raison de l'évolution à venir des données de base qui peuvent conduire à une évolution négative liée à l'augmentation plus rapide du nombre d'espèces évaluées par rapport aux plans d'action. On peut espérer que cela s'améliore significativement avec l'avancement de l'évaluation des menaces des différents groupes du vivant. Il pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène qu'il décrit, en cas d'amélioration rapide de la connaissance sur le statut d'espèces menacées (nouveaux groupes évalués) ou en cas de dégradation de leur statut, ainsi que des biais au niveau du dénominateur. La non prise en compte de la proportion d'espèces DD dans les évaluations expose à une augmentation artificielle du nombre d'espèces menacées d'un groupe évalué, dès qu'une amélioration des connaissances sera disponible par exemple. Pour un groupe ou 30% des espèces menacées et 20% DD, une mise à jour conduirait à diminuer d'un coup de 6 points l'indice et donc conduire à une évolution inverse. Un changement dans la fréquence de mise à jour du statut de menaces aurait une incidence sur la fiabilité de l'indicateur. Elle est programmée pour des raisons techniques tous les 5 ans mais semble avoir lieu de manière moins fréquente. L'idéal serait une mise à jour en continu comme la liste rouge mondiale de l'UICN avec une méthode participative après que les grands groupes auront été évalués une première fois. L'indicateur étant un pourcentage, il devrait être aussi fiable aux différentes échelles. Un biais statistique est toutefois possible, lié aux territoires régionaux (outre-mer) et éventuellement du fait de la faible surface, des moyens et de la capacité de mobilisation locale réduits.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, il concerne les actions mises en œuvre pour la conservation de la biodiversité menacée. Il a également un lien avec le fonctionnement des écosystèmes, les espèces menacées jouent un rôle dans l'écosystème et leur statut intraspécifique (diversité) peut être amélioré par un PNA. Les services écosystémiques sont indirectement concernés (touristique - tourisme naturaliste, culturel - espèces emblématiques). Cet indicateur permet de montrer la réponse opérationnelle à des enjeux sociétaux, aussi bien politiques qu'écologiques, de conservation de la biodiversité menacée et de suivre son évolution. Un évaluateur souligne que l'indicateur ne représente rien pour la biodiversité, seulement des objectifs politiques. L'indicateur mériterait d'être stabilisé au niveau de son dénominateur, recontextualisé au niveau mondial (espèces menacées au niveau mondial). Il convient également de veiller à bien maintenir l'approche différenciée des différents groupes et échelles, quitte à les rendre encore plus visibles.

- **Données** : L'évaluation souligne le peu d'informations fournies. La déclinaison pour l'outre-mer nécessiterait un nouveau jeu de données. Elle doit être indépen-

dante et détaillée. Elle reste à ce jour, en dehors de la Réunion, encore préliminaire. Des biais pourraient survenir car les sources et la qualité des informations et, pour la partie espèces menacées, la méthodologie, sont variables suivant les lieux et les groupes.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, la présentation des avantages et des limites de la fiche ONB est assez complète. Les aléas importants extérieurs aux seuls enjeux de mise en place des PNA, avec des moyens opérationnels adaptés, posent cependant la question de la pertinence de cet indicateur par rapport à certains des objectifs poursuivis. Un évaluateur indique que l'indicateur est basé sur l'idée que toute action allant vers la conservation d'espèces sélectionnées (liste rouge UICN) est importante sans tenir compte des limites financières et des moyens à mobiliser.

L'évaluation souligne que la différence entre le numérateur (nombre de PNA) et le dénominateur est un facteur important qui lisse la lisibilité des évolutions possibles. L'indicateur resterait à 5% si on passait à 32 PNA (1 PNA supplémentaire). Il serait intéressant de rechercher un dénominateur moins élevé et peut-être plus représentatif d'une évolution dynamique.

L'évaluation suggère de distinguer la métropole de chacune des collectivités d'outre-mer. Il convient également de mieux faire un lien avec liste rouge mondiale. Il est en outre suggéré un indicateur portant sur le financement total annuel des PNA ; le financement total annuel par espèces dans un PNA. Si ces éléments ne sont pas disponibles, le coût total des PNA par espèces ou pondérer chaque espèce dans un PNA par le total relatif du montant dépensé sur ces espèces chaque année ou jusqu'à la fin du PNA.

Elle propose également d'analyser la possibilité de faire un indice (du type indice liste rouge tenant compte des effectifs ou en pondérant par rapport au niveau de menace). Elle propose également d'évaluer la puissance statistique de l'indicateur (quelle plus petite différence significative est-il possible de mettre en évidence).

Des liens sont enfin à faire avec d'autres indicateurs ONB, notamment ceux portant sur la dépense nationale pour la biodiversité, la proportion d'espèces éteintes ou menacées dans les listes rouges, et les SCOT.

Il convient en outre de mieux montrer en quoi l'indicateur permet de suivre une politique de conservation, sans surestimer son apport. Vu la faiblesse relative des moyens dédiés, il serait inquiétant que ce soit l'un des principaux moyens de conservation comme cela est écrit dans la fiche, à moins d'indiquer que l'objectif est d'en faire l'un des principaux moyens de conservation. Un évaluateur souligne que l'indicateur vise à estimer l'implication de l'Etat en matière de conservation des espèces menacées. Un indicateur sur l'efficacité des PNA devrait être utilisé (mais très complexe). En plus des biais signalés (PNA multi-espèces, différences de niveaux de financements entre PNA), s'ajoute un problème potentiel de « stratégie ». En effet, démultiplier les PNA en diminuant le financement, et donc la portée de l'action, permet sans grand frais d'afficher une amélioration de l'indice. La mise en place de PNA « inutiles» est quasiment inévitable lorsqu'un indicateur est basé sur leur simple nombre, et non leur financement ou leur efficacité.

Les recommandations de la précédente évaluation n'ont pas été prises en compte. La question de fond sur l'origine des données et de l'évolution comparative du numérateur et du dénominateur permettant de calculer la valeur reste, suscitant des questions quant à la fiabilité, la sensibilité, la robustesse et la précision de l'indicateur. La demande de suivi en continu (année après année) est délicate à mettre en œuvre en pratique en raison de l'hétérogénéité de l'information sur le dénominateur mais pertinente pour le numérateur.

F - Bibliographie des évaluateurs

Abeli, T., Gentili, R., Rossi, G., Bedini, G., and Foggi, B. (2009) Can the IUCN criteria be effectively applied to peripheral isolated plant populations? Biodiversity and Conservation 18, 3877-3890.

Akçakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Mace, G.M., Stuart, S.N., and Hilton-Taylor, C. (2006) Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. Global Change Biology 12, 2037-2043.

Butchart, S. (2003) Using the IUCN Red List Criteria to Assess Species with Declining Populations. Conservation Biology 17, 1200-1201.

Feldmann, P. and Prat, D. (2011) Conservation recommendations from a large survey of French orchids. European Journal of Environmental Sciences 1, 18-27.

Gardenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M., and Rodriguez, J.P. (2001) The Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. Conservation Biology 15, 1206-1212.

Hayward, M. (2011) Using the IUCN Red List to determine effective conservation strategies. Biodiversity and Conservation 20, 2563-2573.

Hayward, M.W. (2009) The Need to Rationalize and Prioritize Threatening Processes Used to Determine Threat Status in the IUCN Red List. Conservation Biology 23, 1568-1576.

Heink, U. and Kowarik, I. (2010) What criteria should be used to select biodiversity indicators? Biodiversity and Conservation 19, 3769-3797.

Hess, G.R., Bartel, R.A., Leidner, A.K., Rosenfeld, K.M., Rubino, M.J., Snider, S.B., and Ricketts, T.H. (2006) Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. Biological Conservation 132, 448-457.

IUCN (2003) Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels Version 3.0. IUCN.

IUCN (2004) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. (Commission, I.S.S., ed), pp. 50, IUCN.

IUCN (2006) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 6.2. IUCN.

Keller, V., Zbinden, N., Schmid, H., and Volet, B. (2005) A Case Study in Applying the IUCN Regional Guidelines for National Red Lists and Justifications for their Modification. Conservation Biology 19, 1827-1834.

Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., AkÇAkaya, H.R., Leader-Williams, N. . Stuart, S.N. (2008) Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. Conservation Biology 22, 1424-1442.

Martín, J.L. (2009) Are the IUCN standard home-range thresholds for species a good indicator to prioritise conservation urgency in small islands? A case study in the Canary Islands (Spain). Journal for Nature Conservation 17, 87-98.

Miller, R. (2005) National Red List Advisory Group survey. Use of the IUCN Red List Criteria in national threatened species listing. Final report. IUCN. (http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/iucn_red_list_survey_final_report.pdf).

Miller, R., Rodríguez, o.P., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M., Fowler, T., . . . Walker, S. (2005) Analysis of the application of IUCN Red List Criteria at a national level. Report from the National Red List Advisory Group workshop 2005.

Miller, R.M., Rodriguez, J.O.N.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., . . . Pollock, C. (2007) National Threatened Species Listing Based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: Current Status and Future Perspectives. Conservation Biology 21, 684-696.

Pfab, M., Victor, J., and Armstrong, A. (2011) Application of the IUCN Red Listing system to setting species targets for conservation planning purposes. Biodiversity and Conservation 20, 1001-1012.

Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., and Brooks, T.M. (2006) The value of the IUCN Red List for conservation. Trends in Ecology & Evolution 21, 71-76.

Référencement

Feldmann, P., Kaufmann, B. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Espèces menacées concernées par un plan national d'action ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉTAT DE CONSERVATION DES HABITATS NATURELS

Proportion des habitats d'intérêt communautaire évalués qui sont dans un état de conservation favorable

Code indicateur
SNB-B06-12-HAB1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 12

Évaluation réalisée par
Marie Le Roux
Sylvie Vanpeene

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
10 mai 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Objectifs secondaires
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Dernière évaluation
2013

De manière générale, l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de la précédente évaluation. Elle formule un certain nombre de propositions pour améliorer la lecture de la fiche de l'indicateur et souligne les limites et les biais existants, notamment en termes de critères retenus et de dire d'experts.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur s'inscrit bien dans l'orientation B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer ». Il est pertinent pour répondre à l'objectif B6, mais seulement pour les 132 habitats de l'annexe 1 de la Directive Habitats Faune Flore. Il l'est en revanche moins pour l'objectif B5 « Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés », car il ne traite pas de la mise en réseau d'espaces protégés.

Concernant les objectifs secondaires, il contribue à B4 de manière indirecte (seulement pour les espèces potentiellement présentes dans les habitats de l'annexe 1) et de manière très indirecte à D11, car les pressions sur les habitats sont l'un des 4 critères retenus pour les perspectives que cet état perdure dans un futur proche. En revanche, l'indicateur n'est pas pertinent pour atteindre l'objectif E15 en ce qu'il traduit seulement les engagements nationaux pris en termes d'habitats.

La description de l'indicateur correspond à son intitulé. L'évaluation souligne que, de manière rigoureuse, la notion d'« habitat naturel » désigne un champ plus large que les habitats effectivement évalués qui sont, d'après la définition de l'indicateur, les « habitats d'intérêt communautaire figurant à l'annexe 1 de la directive Habitat-Faune-Flore ». Intégrer cette précision dans l'intitulé de l'indicateur le rendrait très long, le sous-titre pourrait alors être complété : « *Proportion des habitats d'intérêt communautaire (figurant à l'annexe 1 de la directive Habitat-Faune-Flore) évalués qui sont dans un état de conservation favorable* ». Toutefois, le terme « proportion » n'est pas totalement adapté car il ne s'agit ni d'une appréciation proportionnelle en surface ni d'un nombre mais un rapport à un nombre total d'évaluations. Le terme « ratio » pourrait être envisagé pour plus de clarté.

La phrase présentant la valeur de l'indicateur est correcte. Le texte sous-jacent nécessite quant à lui des modifications. Par exemple, les milieux agro-pastoraux sont cités dans le texte mais ne figurent pas dans les résultats. Ils devraient être remplacés par les dunes maritimes et intérieures, qui sont absentes du texte. De plus, le terme

« impacté » traite des causes de leur état de conservation qui dépassent les considérations de l'indicateur ainsi synthétisé. Les types de milieux cités sont seulement ceux n'étant pas en bon état de conservation (<10% en état de conservation favorable). De même, à la phrase « Les landes, les fourrés et les forêts » doit être ajouté « les formations herbeuses » pour que le texte corresponde aux résultats. De plus, de la même manière que les résultats ont été cités par milieu, les résultats par région biogéographique pourraient être rappelés, en particulier, dans le cas présent, où 0% des évaluations sont favorables en région atlantique.

Pour l'évaluation, l'intitulé de l'indicateur « Etat de conservation des habitats naturels » n'appelle pas une réponse chiffrée brute (22%) sans préciser un état. La valeur devrait être complétée, par exemple : « *22% d'habitats en état favorable de conservation sur la période 2007-2012* ». Le texte d'explication pourrait démarrer ainsi : « *Cette valeur correspond à la proportion d'évaluations favorables sur l'ensemble des évaluations réalisées pour les habitats d'intérêt communautaire en France métropolitaine. Il ne s'agit pas d'une proportion d'habitats (en nombre ou surface) en bon état. Cet indicateur concerne les 132 habitats parmi les plus rares, menacés ou représentatifs, présents en France qui figurent dans l'annexe I de la directive Habitats-Faune-Flore.* »

Il n'y a pas d'intervalle de confiance, seul le pourcentage global est mentionné. Il mériterait néanmoins d'être complété par le nombre total d'évaluations réalisées, qui serait une information intéressante pour la comparaison au fil du temps. La valeur précisée en fin de rubrique « origine et description des données sources » (301 évaluations) pourrait être mentionnée plus tôt.

Concernant les illustrations, le 1er visuel correspond au message véhiculé par l'indicateur. La lisibilité du 2e graphique pourrait quant à elle être améliorée en classant les types de milieux par ordre décroissant du taux d'état favorable. Il en va de même pour la 3e illustration : les régions biogéographiques pourraient être classées selon leur taux décroissant d'habitat en bon état de conservation. Un lien vers la carte des régions biogéographiques serait apprécié pour définir ces régions visuellement.

De manière générale, les légendes n'expliquent pas ce qu'est l'état « défavorable inadéquat » et « défavorable mauvais » et le texte de la fiche n'indique pas comment ces deux états sont différenciés. Il faudrait donner la définition du guide MHNH : « *Favorable : l'habitat/espèce prospère actuellement et la situation se maintiendra vraisemblablement sans changement dans la gestion ou les politiques existantes ; Défavorable inadéquat : un changement dans la gestion ou les politiques en place est nécessaire pour que l'habitat/espèce retrouve un statut favorable, mais l'habitat/espèce n'est pas en danger d'extinction ; Défavorable mauvais : concerne les habitats/espèces qui sont en danger sérieux d'extinction, au moins régionalement* » (Bensettiti, 2012).

Il n'y a pas de biais de visualisation. Il est toutefois indispensable de lire la partie « production de l'indicateur » pour éviter une mauvaise interprétation.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Pour davantage de précision et éviter les confusions, les principales valeurs pourraient être rappelées dans la définition : « *L'indicateur correspond à la proportion des évaluations de 132 habitats […] par rapport aux 301 évaluations réalisées en France métropolitaine* », avec un lien vers la carte des régions biogéographiques. Il conviendrait de préciser dès le début du texte que « *l'unité d'évaluation est un type d'habitat dans une région biogéographique* ».

Dans la partie « Relations avec les objectifs », pourrait être formulé le lien entre conservation de la biodiversité et état des habitats. De plus, l'ajout d'une nouvelle notion, « habitats remarquables », n'est pas nécessaire, celle d' « habitats naturels » ou d'« intérêt communautaire de l'annexe 1 » pourrait être employée ici.

Dans la section « Indicateur équivalent », le nom de l'indicateur cité pourrait être formulé en toutes lettres et accompagné de son code, voire du lien hypertexte vers sa description sur eea.europa.eu.

Les valeurs prises par cet indicateur sont assez explicites. Les valeurs minimale et maximale sont parlantes si elles existent : 0%, aucun habitat n'a été évalué en état de conservation favorable (par exemple en région atlantique) et 100%, tous les habitats évalués sont en bon état de conservation.

Aucune valeur cible n'est indiquée. Cependant, d'après la définition de l'indicateur et les objectifs qu'il vise, 100% serait la valeur à atteindre.

Cet indicateur, au vu de sa méthode de construction, est assez représentatif de chaque contexte biogéographique et habitat. Il pourrait être intéressant d'avoir un chiffrage de la surface du territoire concerné par les 132 habitats évalués, dans la mesure où cette donnée existe.

L'indicateur est assez bien adapté à une analyse à l'échelle biogéographique et à l'échelle nationale, il peut être intégré à une synthèse au niveau européen. L'utilisation de l'indicateur à une échelle régionale, voire départementale selon les habitats, est aussi envisageable. Cela permet de mettre en avant des variations à plus fine échelle et d'apporter des informations pouvant appuyer des mesures de conservation des habitats. Cependant, au vu du peu de finesse spatiale actuelle de l'indicateur, un changement d'échelle spatiale n'est pas envisageable.

C – Production de l'indicateur

La fiche de l'indicateur précise que les évaluations sont basées sur les meilleures données et études disponibles. Il serait nécessaire de décrire la méthode utilisée pour évaluer une donnée comme « meilleure » et donc utilisable pour le calcul de l'indicateur.

Dans la section « Méthodologie », le rappel des 4 paramètres (aire de répartition, surface effective, structure et fonction, perspective) entre parenthèses faciliterait la lecture et la compréhension. Elle devrait également définir les états « défavorable inadéquat » et « défavorable mauvais ».

Les références aux données et rapports produits par le MNHN sont suffisantes pour la compréhension de la méthode de calcul.

Pour que cet indicateur soit utilisable et comparable dans le temps, la méthode de calcul doit être unique et stable. Si elle vient à changer, les conclusions pourraient être différentes. Néanmoins, cette méthode de calcul pourrait évoluer si la définition d'état de conservation vient à être modifiée.

Des critères complémentaires sur l'état de connectivité des habitats (comme cité dans l'évaluation de 2013) ainsi que sur les types de pressions exercées sur les habitats à l'origine de leur conservation défavorable pourraient compléter cet indice. En outre, l'indicateur est mesuré via un rapportage sur avis d'experts à l'échelle d'une zone biogéographique et par type d'habitat. Tant qu'il n'existe pas de cartographie nationale des habitats, la description de l'aire de répartition de la plupart des habitats reste potentiellement incomplète. Il serait peut-être intéressant de calculer cet indicateur en enlevant le critère « perspectives que cet état dure dans un futur proche » qui permet peu de juger d'une amélioration de l'état sur la période analysée.

Aucune pondération n'accompagne le calcul, il s'agit d'une agrégation de 4 critères eux-mêmes remplis avec 3 valeurs données par des groupes d'experts. La même importance est donnée aux 4 critères. En outre, chaque unité d'évaluation compte pour le même taux quelque soit sa présence en surface dans la zone biogéographique concernée, ce qui peut biaiser les résultats.

La valeur de référence permettant de définir le bon état de conservation est souvent un élément limite de cet indicateur alors qu'il est déterminant pour son calcul. Si cette valeur de référence vient à évoluer (amélioration des connaissances sur l'habitat, nouveaux éléments concernant sa formation et évolutions passées), les résultats de calcul en seraient modifiés.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'indicateur s'inscrit dans la continuité de l'évaluation précédente et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** L' 'indicateur est considéré comme étant moyennement robuste du fait du peu de visibilité sur le mode d'affectation de 3 valeurs pour les 4 critères selon les groupes d'experts consultés tous les 6 ans. Il serait en outre d'autant plus robuste que le nombre d'évaluations sera élevé. Des biais peuvent exister. Des nombres très contrastés d'évaluations sont observables entre régions biogéographiques (facteur 10 entre régions marines et terrestres). La question se pose de la pertinence des taux présentés par région biogéographique pour des échantillonnages faibles (6 ou 7 évaluations). Ces échantillonnages peuvent expliquer des taux extrêmes (0% d'évaluation favorable en région atlantique-milieu marin) et posent la question d'une éventuelle différence entre un résultat aléatoire et une représentation de la situation réelle. Un autre biais pourrait être lié au poids égal donné quelque soit l'habitat/zone biogéographique, alors que la répartition sur le territoire n'est pas indiquée. De plus, le poids identique donné aux 4 critères et la présence d'un critère « perspectives que cet état dure dans un futur proche » peut faire stagner un habitat qui aurait pourtant présenté une évolution favorable pour les 3 autres critères. L'indicateur peut en outre changer avec l'amélioration des connaissances sur les habitats et non par l'amélioration de l'état de conservation des habitats[1]. Afin de limiter ces biais, un nombre minimum d'évaluation par région et type de milieux pourrait être fixé. Les sites observés doivent être les plus représentatifs possibles de la situation globale de chaque habitat. La méthode de sélection des évaluations retenues devra être précisée. L'indicateur pourrait présenter les valeurs pour les 4 critères de manière séparée et non plus globalisés en une seule. Ceci permettrait peut-être de mieux identifier des évolutions positives. L'évaluation suggère un nombre d'évaluations équivalent entre chaque région biogéographique et types de milieux, pour permettre des comparaisons et la présentation des résultats sur un même graphique. Si cela n'est pas possible (trop peu d'évaluations à disposition ou utilisables), le nombre d'évaluations pourrait être rappelé sur les histogrammes, pour compléter les informations présentées. Un changement d'échelle spatiale ou temporelle pour la collecte de données n'affecterait pas la robustesse de l'indicateur. Le changement d'échelle de territorialisation, zone biogéographique ou nationale, n'impacterait pas la valeur. La robustesse de l'indicateur dépend toutefois de la quantité d'évaluations utilisables, plus l'échelle sera fine plus le nombre d'évaluations sera faible, ce qui diminuera sa robustesse. Peu de tests pourraient s'appliquer ici. Un test pourrait néanmoins être envisagé : comparer des résultats entre observateurs, ou bien choisir un type d'habitat test avec un échantillon restreint et comparer avec un échantillon plus large. La méthode de sélection de l'échantillon restreint pourrait renseigner sur l'effet de la méthode à appliquer au choix des sites à évaluer et leur représentativité.
- **Précision :** L'indicateur est considéré comme étant peu précis, compte tenu des éléments permettant de définir l'état de conservation d'un habitat. Les imprécisions peuvent provenir de la méthode, reposant sur les dires d'experts, et de l'effet observateur. Elles peuvent également découler du choix des 4 critères, de la valeur affectée par un panel d'experts à ces critères, de l'absence de donnée spatialisées et chiffrées sur la surface des habitats concernés, ainsi que de la mise en commun dans l'indicateur de 132 types d'habitats de répartition variée sur le territoire. En outre, si la précision de l'indicateur permet de décrire la situation à l'échelle nationale, l'évaluation attire l'attention sur le fait qu'un seul critère non favorable ne permet plus à l'habitat d'être classé « favorable ». Or, le critère 4

1 Voir le guide du MNHN : « *L'évaluation 2007/2012 se fera selon le même procédé qu'en 2006, en consolidant les acquis, en remédiant dans la mesure du possible aux lacunes et problèmes rencontrés et en ajustant le fonctionnement en conséquence. Sauf cas particulier, il n'a pas été possible de construire et mettre en œuvre un programme de surveillance pour l'ensemble des habitats et des espèces jusqu'à présent. L'enjeu est donc d'identifier les sources de données existantes et de les mobiliser dans les meilleures conditions pour cette nouvelle analyse.* » (Bensettiti, 2012).

concerne des menaces potentielles. Cela ne permet pas de tracer des variations positives de l'état de conservation des milieux si des menaces subsistent. L'indicateur se concentre sur des tendances générales, il ne serait pas affecté par un changement d'échelle temporelle pour la collecte de données. Il serait aussi peu précis au niveau local et ne décrirait pas des phénomènes de petite ampleur.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est considérée comme étant faible. Les changements présentés par cet indicateur sont généraux : évolution positive, négative ou constante. Même si la méthode d'évaluation des habitats est fine et détaillée, il en résulte seulement trois grandes catégories d'état de conservation, ce qui résume et réduit la finesse des résultats à la base du calcul de l'indicateur. Néanmoins, compte tenu de sa définition, ces critères sont suffisants. Ces évolutions devraient figurer dans la présentation de l'indicateur et ses visuels. Les changements détectés par l'indicateur résultent d'une combinaison d'au moins 3 critères nouvellement positifs, requise pour qu'un habitat passe d'état « défavorable » à « favorable ». Le pourcentage retenu comme indicateur est le pourcentage obtenu grâce à 301 évaluations. Elles sont suffisantes pour pouvoir évaluer une amélioration de l'état de conservation favorable des habitats concernés si elles sont représentatives de la situation globale par habitat. Dès qu'un des critères est dégradé de « favorable » à « inadéquat » ou « défavorable », l'évaluation pour l'habitat n'est plus favorable. Une dégradation de l'état de conservation sera dès lors perçue plus vite qu'une amélioration. La construction de l'indicateur (pas de temps de 6 ans, échelle biogéographique, panel d'experts) ne lui permet pas de traiter d'événements brefs et extrêmes, par ailleurs rares et très peu nombreux, et cela n'est pas nécessaire. Un effet sera toutefois visible le cas échéant pour les habitats très rares ou dans le cas des régions marines. Les données utilisées pour calculer la valeur de l'indicateur sont sujettes à erreurs. Le faible nombre d'évaluations peut être source d'erreur et produire des tendances issues d'artéfacts d'échantillonnage. De plus, il s'agit de dire d'experts, sujets à variations sans doute assez fortes si ce panel change[2]. Il existe un risque que l'indicateur montre un changement qui n'a pas eu lieu, car les habitats sont évalués partiellement alors que l'échantillonnage doit être représentatif de la situation de l'habitat au niveau national. De plus, les experts changent et jugent différemment. L'indicateur peut aussi ne pas montrer un changement qui a eu lieu, si les résultats ne sont pas correctement comparés sur une échelle de temps suffisante et pas de temps minimum, ou si les observations d'experts changent de référentiel au cours du temps. Cela peut également se produire si les risques futurs augmentent malgré une restauration de la qualité des habitats. C'est l'augmentation des risques qui dégradera la valeur de l'indicateur alors que l'état actuel des habitats sera meilleur. A l'échelle spatiale d'analyse présentée, l'indicateur est faiblement réactif pour seulement deux périodes d'évaluation, mais il pourra d'après sa méthode de calcul traduire des tendances d'évolution générales. L'indicateur pourrait éventuellement être plus réactif à une échelle d'analyse plus fine.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité :** L'indicateur à un lien avec la biodiversité de manière générale, du fait de l'échelle très macro (biogéographique) et du cumul des données sur 132 habitats sans élément sur les espèces présentes dans ces habitats. La biodiversité effectivement présente dans les habitats n'est pas un critère de construction de l'indicateur. Il a un lien avec le fonctionnement des écosystèmes. La définition de l'état de conservation d'un habitat est directement dépendante du bon état de fonctionnement de cet habitat et donc des espèces en interaction avec cet habitat. Le 3e critère, « des structures et un fonctionnement non altéré », permet également d'établir ce lien mais de manière lointaine, celui-ci étant associé à 3 autres critères. L'indicateur a un lien indirect avec les services écosystémiques (Bastian 2013), en ce qu'il ne traite que de la partie écologique de ce concept (Haslett 2010). L'indicateur peut amener à orienter les décisions

2 Par exemple, l'évaluation d'un habitat sur toute une zone biogéographique nécessite une connaissance très bonne du territoire sûrement très difficile à rassembler (Cf. extrait du guide du MNHN : «*A ce titre, le diagnostic opéré doit être transparent et autant que possible reproductible par une personne autre que le rédacteur (le problème subsistera néanmoins lorsque les données sont insuffisantes et que l'évaluation est réalisée uniquement selon avis d'experts).*» - Bensettiti et al. 2012).

et les aménagements à réaliser pour améliorer la protection, la restauration et la conservation des habitats d'intérêt communautaire.

- **Données** : Les données de base sont issues de rapports très conséquents du MNHN (un par grand type d'habitat), ce qui est très lourd à appréhender. Les fiches espèces pour certaines ne précisent pas l'état de conservation. Néanmoins, l'ensemble des données présentées est clair. Les tendances d'évolution seraient à ajouter sur les visuels. Dans la mesure du possible, la répartition spatiale des sites évalués serait également appréciée. Un changement d'échelle nécessiterait davantage d'évaluations pour certaines régions biogéographiques. Comme la liste des habitats est celle de la directive habitats-faune-flore, les habitats présents en outre-mer ne sont pas concernés. Les changements d'échelles spatiale ou temporelle n'entraineraient pas de biais sur la collecte des données.

E - Propositions d'amélioration

Les champs « avantages et limites » de la fiche sont assez complets. Les avantages pourraient faire davantage référence aux méthodes partagées à l'échelle européenne.

Les aspects intégrant la connectivité des habitats est toujours manquante, de même que des aspects d'interaction entre autres espèces (notamment faune).

Des analyses sur les tendances d'évolution seront à mettre en œuvre dans les prochaines missions. Le développement d'une cartographie des habitats avec un suivi direct de leur état de conservation serait idéal. Les nouveaux outils satellitaires (sentinelle2) pourraient également être mobilisés pour identifier leurs potentialités à fournir ces éléments de cartographie des habitats.

Cet indicateur est assez simple et synthétique, il se base sur des données très riches en termes d'évaluation des habitats. Pour mettre en œuvre un tel indicateur un énorme effort d'expertise et de regroupement de connaissances pour tous les habitats analysés a été mis en œuvre. Du fait de la finesse et de la précision nécessaire à l'évaluation des habitats, des erreurs sont possibles et cela d'autant plus que ces évaluations sont fortement dépendantes de l'état de connaissance de l'habitat en question par l'observateur.

Au vu des 4 critères identifiés en « feu tricolore » et cumulés, l'évaluation souligne qu'il est sans doute difficile d'identifier des progrès dans la conservation des habitats, la pertinence du 4e critère « perspectives que cet état dure dans un futur proche » pour juger de l'état actuel pouvant en outre être discutée. Avec la démarche de « feu tricolore », il est possible de voir s'améliorer l'état de conservation d'un habitat mais s'il reste des menaces, il ne passera pas le seuil de l'état « favorable » puisqu'un seul critère « orange » ou « rouge » ne permet pas d'avoir un indicateur « vert » au final.

L'évaluation propose enfin de réaliser des tests sur des habitats particuliers pour juger de la sensibilité et de la robustesse de l'indicateur.

F – Bibliographie des évaluateurs

Bastian, O. 2013. The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. Ecological Indicators 24 : 12-2.

Bunce, R. G. H., M. M. B. Bogers, D. Evans, L. Halada, R. H. G. Jongman, C. A. Mucher, B. Bauch, G. de Blust, T. W. Parr, and L. Olsvig-Whittaker. "The Significance of Habitats as Indicators of Biodiversity and Their Links to Species." Ecological Indicators, Biodiversity Monitoring, 33 (October 2013): 19–25. doi:10.1016/j.ecolind.2012.07.014.

Haslett, John R., Pam M. Berry, Györgyi Bela, Rob H. G. Jongman, György Pataki, Michael J. Samways, and Martin Zobel. "Changing Conservation Strategies in Europe: A Framework Integrating Ecosystem Services and Dynamics." Biodiversity and Conservation 19, no. 10 (September 2010).

Hernandez, Pilar A., Catherine H. Graham, Lawrence L. Master, and Deborah L. Albert. "The Effect of Sample Size and Species Characteristics on Performance of Different Species Distribution Modeling Methods." Ecography 29, no. 5 (2006): 773–85.

Maiorano, L., G. Amori, A. Montemaggiori, C. Rondinini, L. Santini, S. Saura, and L. Boitani. "On How Much Biodiversity Is Covered in Europe by National Protected Areas and by the Natura 2000 Network: Insights from Terrestrial Vertebrates." Conservation Biology 29, no. 4 (août 2015): 986–95. doi:10.1111/cobi.12535.

Rudd, Hillary, Jamie Vala, and Valentin Schaefer. "Importance of Backyard Habitat in a Comprehensive Biodiversity Conservation Strategy: A Connectivity Analysis of Urban Green Spaces." Restoration Ecology 10, no. 2 (juin 2002): 368–75. doi:10.1046/j.1526-100X.2002.02041.x.

Santini, Luca, Santiago Saura, and Carlo Rondinini. "Connectivity of the Global Network of Protected Areas." Diversity and Distributions 22, no. 2 (février 2016): 199–211. doi:10.1111/ddi.12390.

Tannier, Cécile, Marc Bourgeois, Hélène Houot, and Jean-Christophe Foltête. "Impact of Urban Developments on the Functional Connectivity of Forested Habitats: A Joint Contribution of Advanced Urban Models and Landscape Graphs." Land Use Policy 52 (March 2016): 76–91. doi:10.1016/j.landusepol.2015.12.002.

Référencement

Le Roux, M., Vanpeene, S.,& Aubertie, S., 2016. Évaluation scientifique de l'indicateur « Etat de conservation des habitats naturels ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ONB Observatoire National de la Biodiversité

ETAT DES HABITATS LES PLUS CARACTÉRISTIQUES DE LA FRANCE AU NIVEAU EUROPÉEN

Proportion des habitats d'intérêt communautaire pour lesquels la France a une responsabilité supérieure à la moyenne et qui sont en bon état

Code indicateur
SNB-B05-12-REH1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 13

Évaluation réalisée par
Marie Le Roux
Sandra Luque

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
24 mai 2016

Objectifs
A3 - Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs

B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

Première évaluation

De manière générale, l'évaluation indique que cet indicateur, qui est directement dépendant de l'indicateur « Etat de conservation des habitats naturels », a une grande implication au niveau des décisions politiques. Il pourrait cependant avoir des effets contradictoires avec les objectifs recherchés, les catégories de responsabilité nécessitent d'être précisées et d'intégrer d'autres facteurs.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente la proportion d'habitats d'intérêt communautaire dans un état de conservation favorable en fonction du niveau de responsabilité relative de la France à l'échelle européenne. Il s'inscrit bien dans les orientations A « Susciter l'envie d'agir pour la biodiversité », B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB. Il est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, à savoir A3, B5 et E14.

La description de l'indicateur correspond à son intitulé. Concernant le sous-titre, on peut relever que le terme de responsabilité est bien plus large que la seule notion de répartition surfacique qu'occupe un habitat sur le territoire français par rapport au territoire européen. Même si la notion de responsabilité est souvent associée à la part de l'aire de répartition comprise dans un territoire, elle doit être associée à des notions complémentaires comme le statut des espèces ou des habitats, le caractère endémique, le potentiel de dispersion pour le cas d'une espèce (Schmeller et al. 2008). Ainsi, il serait plus rigoureux de seulement mentionner dans le sous-titre le critère utilisé pour définir les catégories, par exemple : « *Proportion des habitats d'intérêt communautaire en bon état de conservation pour lesquels la France possède une forte part des superficies européennes* ».

La phrase expliquant la valeur semble correcte si l'on considère que « responsabilité » traduit la notion de part de l'aire de répartition de l'habitat présent sur le territoire français par rapport au territoire européen. En revanche, si le terme « responsabilité » est

employé dans un sens plus large, cette phrase devient inexacte. Le texte sous-jacent ne présente pas d'explications de ses possibles valeurs mais insiste sur cette notion de responsabilité restreinte en ajoutant que les habitats largement représentés en France sont ceux où les efforts sont ou seront accentués, ce qui s'avère faux pour une partie des habitats dit « à responsabilité moyenne à forte ». En effet, parmi les habitats dit « à faible responsabilité », certains sont en limite d'aire sur le territoire et d'autres sont présents dans leur aire de répartition potentielle mais se portent globalement mal au sein du territoire français, c'est-à-dire qu'ils occupent seulement une très faible part de leur aire de répartition potentielle. Pour ces cas, les efforts de conservation doivent être accentués sur le territoire (voir EC 2016). En outre, la fiche de l'indicateur fait référence à plusieurs résultats : 26% des évaluations portant sur les 69 habitats pour lesquels la France à une forte responsabilité européenne montrent un bon état de conservation. Ce taux est supérieur à la moyenne des habitats d'intérêt communautaire présents en France (qui est de 22% ; et 15% pour ceux pour lesquels la France a une responsabilité modérée). Ces résultats peuvent ouvrir la voie à plusieurs interprétations. La valeur de l'indicateur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance. La première illustration présentée correspond au message véhiculé par l'indicateur. Il serait utile de rappeler dans ce visuel le nombre total d'évaluations et d'habitats traités. La deuxième illustration apparaît moins pertinente en ce qu'elle est une simple répétition du visuel précédent. Les valeurs présentes dans l'accolade sont à insérer dans le visuel 1 au niveau des « responsabilités » moyenne à très forte. Ces informations chiffrées sont disponibles directement dans les données, le visuel 1 permet de synthétiser ces résultats à lui seul. Le visuel 2 permet seulement de montrer que pour chaque catégorie de responsabilité, un nombre équivalent d'évaluations a été traité. Cela peut être précisé dans la partie « production de l'indicateur » de la fiche, pour montrer que ces catégories sont comparables entre elles. Ainsi, si le graphique est de lecture simple, le fait d'avoir deux visuels présentant les mêmes résultats peut rendre la lecture difficile.

L'évaluation indique que l'interprétation de la valeur de l'indicateur est sujette à erreur. D'une part par l'utilisation de la notion de « responsabilité », qui est utilisée ici de manière subjective. La fiche indique en effet qu' « *il s'agit généralement d'accentuer les efforts sur les milieux pour lequel la France possède une forte part des superficies européennes plutôt que sur ceux pour lesquels la France représente une part marginale* ». Néanmoins, la notion est bien définie dans les notes des visuels et dans la deuxième phrase de la présentation. D'autre part, la valeur est sujette à mauvaise interprétation du fait que la fiche ONB indique justement que deux interprétations sont possibles pour des habitats en meilleur état (des conditions écologiques plus favorables ou un effort de gestion plus important). La première hypothèse est indiquée comme étant la plus vraisemblable.

Enfin, la présentation de cet indicateur est peu objective, notamment par les deux premières phrases du texte. La description insiste sur le fait que les habitats ayant une large part de leur aire de répartition sur le territoire français doivent concentrer les efforts. Or, ces catégories sont très hétérogènes concernant leur priorité en termes de gestion. Ceci est d'autant plus surprenant lorsque l'on constate que les habitats d'intérêt prioritaire sont distribués dans toutes les catégories de responsabilité par leur méthode de construction.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Dans la définition, le « niveau de responsabilité » n'est pas défini. Dans la partie « relations avec les objectifs », il faudrait replacer la notion de « responsabilité » par rapport aux objectifs. Il s'agit de l'intérêt recherché par la création de cet indicateur.

Les valeurs de l'indicateur sont assez explicites, il n'y a pas de valeur seuil ou limite relevée. En termes de valeur cible, pour toutes les catégories, l'indicateur a pour objectif de tendre vers les 100%.

L'échelle spatiale et temporelle, ainsi que le grain de précision sont adéquats. Cet indicateur n'est en effet utilisable qu'à l'échelle présentée (nationale). Un changement d'échelle pourrait changer la pertinence de l'indicateur. Le pas de temps est en outre

dépendant des évaluations réalisées sur les états de conservation qui est globalement bien adapté à la résilience des habitats et des effets des modifications de gestion sur le long terme.

Un changement d'échelle ne changerait en revanche pas la relation entre l'indicateur et le phénomène décrit. Un changement d'échelle spatiale est possible si l'indicateur est adapté à celle-ci, il traduira alors « la responsabilité d'une région envers la situation nationale ».

C – Production de l'indicateur

Il serait nécessaire de faire référence au guide méthodologique du MNHN pour décrire la méthodologie d'évaluation de l'état de conservation, comme pour l'indicateur « Etat de conservation des habitats naturels ». Il est indispensable de décrire plus explicitement dans la fiche la méthode de calcul du niveau de responsabilité et la méthode de construction des catégories, ou de faire référence à un rapport ou une publication qui la détaille. De même, l'origine des valeurs surfaciques présentées dans les données devra être mentionnée. En outre, pour une quantité importante d'habitats, il ne semble pas y avoir d'informations. Il faudrait enfin pondérer par la surface considérée sur le territoire français afin d'obtenir une représentativité des résultats.

Le mode de calcul de la valeur est clair, cependant le tableau de données source n'indique pas les surfaces totales considérées pour chaque habitat évalué, ce qui permettrait de reproduire le calcul.

Pour améliorer le calcul de l'indicateur, plusieurs voies sont envisageables. La construction des catégories de responsabilité devrait intégrer des notions liées au statut de l'habitat et à sa présence en limite ou non de son aire de répartition ou d'autres critères permettant de définir la responsabilité nationale envers ces habitats. Pour cela, un croisement entre l'aire potentielle de répartition de chaque habitat et son aire réalisée devrait être analysé pour chaque habitat. La cartographie nationale des compartiments écologiques pourrait être une base d'étude des aires de répartition potentielle à plus fine échelle au niveau national (Mikolajczak et al. 2015). D'autre part, les habitats ne sont pas classés selon leur statut, seul le critère d'habitat prioritaire ou non est présenté. Il s'agit d'un critère binaire proche de la notion de responsabilité, il pourrait alors être envisageable de l'utiliser pour la construction d'un indicateur similaire.

Le graphique « ventilation des états favorables selon la responsabilité de la France vis-à-vis de l'habitat » montre une quantité très faible d'évaluations favorables. La quantité des évaluations semble elle aussi très faible par rapport à la surface des habitats à évaluer (69 habitats évalués, représentant 194 évaluations). Il faut une méthode systématique d'évaluation qui puisse comprendre un échantillonnage stratifié sur tous les habitats à évaluer. Sans quoi, cela aboutit au résultat qu'au niveau européen, la carte publiée par la Directive habitats UE 28 (voir rapport EEA, 2016) montre une surface (en rouge) très élevée des habitats dans un état défavorable indiquant une situation mauvaise pour la France. Ce qui ne semble pas réel mais le résultat d'un artifice du calcul au niveau européen qu'il est nécessaire de rectifier.

Enfin, cet indicateur n'est utilisable qu'à l'échelle nationale au regard de la situation des habitats au niveau européen.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme étant très robuste. Sa robustesse dépend directement des évaluations des états de conservation, la méthode de construction des catégories doit être dès lors bien définie et reproductible dans le temps. Les éventuels biais peuvent venir des seuils fixés pour créer les catégories. Ceux-ci semblent arbitraires et peuvent changer les résultats. Les autres biais possibles sont ceux inhérents aux évaluations de l'état de conservation des habitats, fortement liés aux connaissances des experts et observateurs.

- **Précision :** L'indicateur est considéré comme étant assez précis. Sa précision est de plus directement liée à celle de l'état de conservation des habitats.La construction de l'indicateur se base sur des résultats binaires de l'évaluation de l'état des habitats, ce qui rend son calcul assez simple. Les imprécisions peuvent venir d'une information partielle en termes de surface représentée par les habitats sur le territoire national et européen. Une carte des habitats pourrait compléter les informations surfaciques déjà existantes sur le territoire national. Les autres imprécisions possibles sont celles provenant de l'indicateur dont il dépend, c'est-à-dire l'état de conservation des habitats. L'indicateur est cependant assez précis aujourd'hui pour tracer les variations du phénomène décrit. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes n'aurait pas d'incidence sur la précision. Enfin, aucun changement d'échelle géographique n'est souhaitable. Cet indicateur n'est valable qu'à l'échelle nationale.

- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible pour des tendances générales à long terme, donc sur plusieurs périodes d'évaluation. L'indicateur détecte un habitat qui passe d'un état « défavorable » à « favorable ». Cela aura pour conséquence une augmentation de sa valeur dans l'une des catégories, et inversement pour un habitat dont l'état est devenu « défavorable ». Ceci est suffisant pour faire apparaître une évolution pour au moins deux sessions d'évaluation. Néanmoins, ces évolutions devront être observées à long terme pour montrer des tendances. Celles-ci changeront aussi d'une session à l'autre si la part surfacique de l'habitat sur le territoire national change. Il sera difficile à la simple lecture de cet indicateur de différencier les phénomènes. Cet indicateur n'a pas pour objectif de mettre en avant des événements brefs et extrêmes, et ne le traduira pas forcément. Toutefois, une disparition brusque en surface d'un type d'habitat sera visible sur l'indicateur. Concernant les données permettant le calcul de l'indicateur, des erreurs peuvent apparaître si le nombre d'évaluations est trop faible et non significatif de la situation réelle des habitats observés. Dans le cas présent, l'échantillonnage semble assez bien réalisé pour que les différentes catégories surfaciques soient comparables. L'indicateur permettra en outre d'alerter sur des tendances négatives (des habitats passant d'un état « favorable » à « défavorable »). La notion de responsabilité pourrait insister sur des habitats en danger au niveau national et sa définition revue comme telle. L'indicateur montrera un changement qui n'a pas eu lieu si l'échantillonnage n'est pas assez représentatif de la situation réelle d'un habitat et que le nombre d'évaluations est trop faible et traduise seulement une situation aléatoire. De plus, l'indicateur pourra traduire des tendances qui n'ont pas lieu si des types d'habitats changent de catégorie de responsabilité au cours du temps, par modification de leur part surfacique. De la même manière, l'indicateur peut ne pas détecter un changement qui s'est produit, si les résultats ne sont pas correctement comparés sur une échelle de temps adéquate ou bien si les observations d'expert changent de référentiel au cours du temps. Enfin, l'indicateur ainsi défini n'est applicable qu'au niveau national au regard de la situation au niveau européen.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur devrait être fiable en analysant l'évolution de sa valeur sur plusieurs périodes, afin de décrire l'évolution de l'état de conservation des habitats, mais pas véritablement pour décrire la part de responsabilité nationale. Il peut ne pas varier dans le même sens que le phénomène décrit si l'échantillonnage est modifié dans le temps et que l'échantillonnage précédent ou nouveau n'était pas ou n'est plus représentatif de la situation réelle des habitats. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence car l'indicateur évalue des tendances générales à long terme, il n'est pas assez fin pour être influencé par le pas de temps. Concernant un changement d'échelle géographique, sa définition doit être adaptée à cette échelle. Elle ne doit pas être trop fine pour avoir un échantillonnage suffisant et représentatif de la situation de l'habitat au niveau local.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité :** L' 'indicateur a un lien indirect avec la biodiversité. Il a un lien avec la Stratégie nationale pour la biodiversité et s'inscrit dans ses orientations. Il peut fournir des informations nécessaires dans le cadre de l'initiative MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, 2013) ainsi que des informations relatives aux espèces migratrices nécessaires au

maintien des pools génétiques. Néanmoins, par son caractère subjectif (conservation des habitats d'intérêt dans leur aire de répartition), l'indicateur passe sous silence des habitats rares (au niveau national) ou en danger (au niveau national et européen) pour lesquels des efforts de conservation sont déjà mis en œuvre ou pour lesquels ils seraient nécessaires. Par conséquent, cet indicateur pourrait inciter à prendre des décisions contradictoires avec la conservation de la biodiversité au niveau national et, dans certains cas, au niveau européen. Par exemple, cela peut être le cas pour des habitats prioritaires qui se retrouvent dans les catégories à faible responsabilité. Il a également des liens indirects avec le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques, par exemple en matière de services d'approvisionnement ou culturels (qualité de l'habitat, continuités écologiques, enrichissement spirituel). Des informations sont nécessaires pour une gestion intégrée du tourisme, des mesures de protection (trade offs entre production et conservation), continuités écologiques, des mesures compensatoires, etc. Globalement une augmentation des valeurs serait en faveur de la biodiversité. Néanmoins, la présentation de ces valeurs sous-estime l'importance des habitats les moins représentés. Cet indicateur, par ses termes, a une grande implication au niveau des décisions politiques mais pourrait avoir des effets contradictoires avec les objectifs recherchés. Les catégories ainsi construites nécessitent d'intégrer d'autres facteurs.

- **Données :** Le tableau de données semble bien renseigné. En revanche, des références sur les données surfaciques utilisées seraient nécessaires. De plus, le calcul de la valeur référence servant à définir « l'attendue » n'est pas explicitement décrite. Par ailleurs, comme cela est mentionné dans la fiche, l'absence de cartographie des habitats rend l'exercice très dépendant de l'avis d'experts. Un changement d'échelle spatiale ou temporelle est possible avec le jeu de données, qu'il faudra compléter s'il n'est pas suffisant pour décrire la situation au niveau local. Un changement d'échelle pourrait avoir des biais, dus à un nombre trop faible de données non représentatives de la situation réelle à une échelle plus fine. Il faudrait alors augmenter le nombre d'évaluations.

E – Propositions d'amélioration

Les champs « avantages et limites » de la fiche sont des répétitions de l'indicateur « Etat de conservation des habitats naturels ». La notion de responsabilité nationale n'est pas abordée ici. Or, il s'agit de l'intérêt premier de cet indicateur et ceci devrait figurer dans les avantages car il vise à décrire les effets des efforts menés au niveau national pour les habitats « caractéristiques ».

Les limites de cet indicateur sont liées aux situations des habitats figurant dans les listes des habitats à faible responsabilité pour lesquels des efforts de conservation sont mis en œuvre ou seraient nécessaires. La limite réside dans la difficulté de définir la responsabilité nationale pour la conservation des habitats, qui est traitée ici de manière partielle.

L'évaluation propose, pour améliorer l'indicateur, d'intégrer d'autres critères permettant de construire des catégories traduisant le niveau de responsabilité nationale : la présence de l'habitat dans son aire de répartition potentielle ou non ou encore en limite ; habitat endémique ou non ; en danger au niveau national ou européen ; habitats ayant des aires de répartition potentielles ponctuelles ou larges ; habitats nécessitant une connexion entre les patches d'habitats au sein d'un réseau pour permettre à toutes les autres espèces en interaction avec celui-ci de pouvoir s'y développer (habitat refuge et ressource) (Pascual-Hortal et Saura, 2006). Des critères socio-économiques seraient aussi nécessaires (MAES, 2013), à intégrer à la définition de responsabilité nationale, mais ceci se situe à un niveau différent d'évaluation par rapport à la notion de responsabilité qui devrait être traité dans un autre indicateur. Dans tous les cas, les notions abordées doivent être plus cadrées, d'autant plus que la notion de « responsabilité nationale » peut avoir des conséquences fortes dans les décisions prises pour la conservation de la biodiversité.

Enfin, des efforts devront aussi être faits sur la définition des règles de priorisation des habitats pour définir de manière moins catégorique (et surtout non fondée sur un unique critère surfacique) où devront être ciblés les efforts de gestion.

F – Bibliographie des évaluateurs

EEA Rapport Technique (2014), Cartographie des habitats terrestres en Europe: une vue d'ensemble. Service du Patrimoine Naturel, France MNHN-EEA rapport 149 Pages ISBN: MNHN 978-2-85653-777-0.

EEA Rapport Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: progress and challenges. EEA contribution to the implementation of the EU Biodiversity Strategy to 2020 (2016) 144 pp. ISBN 978-92-9213-726-7 doi:10.2800/417530.

European Commission (EC) Technical report (2016) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services — Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: progress and challenges — 3rd Report European Environment Agency ISBN 978-92-9213-726-7 doi : 10.2800/417530.

Maes J., Teller A., Erhard M., Liquete C., Braat L., Berry P., Egoh B., Puydarrieux P., Fiorina C., Santos F., Paracchini M. L., Keune H., Wittmer H., Hauck J., Fiala I., Verburg P. H., Condé S., Schägner J.-P., San Miguel J., Estreguil C., Ostermann O., Barredo J. I., Pereira H. M., Stott A., Laporte V., Meiner A., Olah B., Royo Gelabert E., Spyropoulou R., Petersen J. E., Maguire C., Zal N., Achilleos E., Rubin A., Ledoux L., Brown C., Raes C., Jacobs S., Vandewalle M., Connor D., Bidoglio G. (2013) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Mikolajczak, A., D. Maréchal, T. Sanz, M. Isenmann, V. Thierion, and S. Luque (2015) "Modelling Spatial Distributions of Alpine Vegetation: A Graph Theory Approach to Delineate Ecologically-Consistent Species Assemblages." Ecological Informatics, 30:196-202 doi: 10.1016/j.ecoinf.2015.09.005.

Mücher, C.A., Hennekens, S.M., Bunce, R.G.H., Schaminée, J.H.J., Schaepman, M.E. (2009) Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe. Landscape Urban Plan. 92 (2), 148-159.

Pascual-Hortal L. and S. Saura (2006) "Comparison and Development of New Graph-Based Landscape Connectivity Indices: Towards the Priorization of Habitat Patches and Corridors for Conservation." Landscape Ecology 21: 959–67.

Pereira H.M., Ferrier S., Walters M., Geller G.N., Jongman R.H.G., Scholes R.J., Bruford M.W., Brummitt N., Butchart S.H.M., Cardoso A.C., Coops N.C., Dulloo E., Faith D.P., Freyhof J., Gregory R.D., Heip C., Höft R., Hurtt G., Jetz W., Karp D.S., McGeoch M.A., Obura D., Onoda Y., Pettorelli N., Reyers B., Sayre R., Scharlemann J.P.W., Stuart S.N., Turak E., Walpole M., Wegmann M. (2013) Essential biodiversity variables. Science 339:277–278.

Pulliam, H. R. (2000) "On the Relationship between Niche and Distribution." Ecology Letters 3 (4): 349–61. doi:10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x.

Schaminée J.H. J., Chytrý M., Hennekens S.M., Jiménez-Alfaro, B., Knollova, I., Mucina, L., Rodwell, J.S. & Tichý L. (2015) Vegetation analysis and distribution maps for EUNIS habitats – Task 1 & 2. Report EEA/NSV/14/006.

Schaminée, J.H.J., Hennekens, S.M., Ozinga, W.A., 2007. Use of the ecological information system SynBioSys for the analysis of large databases. Journal of Vegetation Science 18: 463–470.

Schmeller D., S., Bernd G., Budrys E., Framsted E., Lengyel S. and Henle K. (2008) "National Responsibilities in European Species Conservation: A Methodological Review." Conservation Biology 22 (3): 593–601. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00961.x.

Référencement

Le Roux, M. & Luque, S. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « État des habitats les plus caractéristiques de la France au niveau européen ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

ONB Observatoire National de la Biodiversité

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

FRB Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DE LA BIODIVERSITÉ BACTÉRIENNE DES SOLS

Proportion des unités pédo-écologiques françaises dont la biodiversité bactérienne des sols se maintient ou progresse

Code indicateur
SNB-B06-14-BDS2
Évaluation FRB- i-BD² : N°14

Évaluation réalisée par
Jean-Jacques Godon
Agnès Richaume-Jolion

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
18 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

Objectifs secondaires
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D11- Maîtriser les pressions sur la biodiversité

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

Première évaluation

L'évaluation formule des propositions pour compléter et améliorer l'indicateur. De manière générale, elle signale le manque de données permettant l'analyse de cet indicateur. Elle recommande notamment de préciser le niveau taxonomique retenu.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » de la SNB. Il est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, à savoir B4, B6, D11 et D12.

Son intitulé correspond à sa description, mais pourrait néanmoins être reformulé « Évolution des différents indicateurs de la biodiversité bactérienne des sols ». Le niveau taxonomique doit en outre être précisé (ici le genre).

La valeur de l'indicateur donnée est une valeur moyenne dont la borne inférieure est 59,5% et la borne supérieure est 75,7%. Il est nécessaire de fournir un intervalle de confiance.

Les illustrations correspondent au message véhiculé par l'indicateur, il serait toutefois utile de faire figurer les valeurs minimales et maximales sur le graphe. Elles ne présentent pas de biais de visualisation. La représentation permet une comparaison visuelle entre les différentes situations pédo-ecologiques. Les variations (bornes minimale et maximale) sont intéressantes car le nombre de sites échantillonnés pour chaque situation est différent (l'amplitude de variation ne dépend pas du nombre de sites échantillonnés). Par ailleurs, l'évolution des indicateurs peut être stable, en croissance ou en décroissance. Une décroissance est intuitivement vue comme négative, or les corrélations entre services, écosystèmes et diversité sont encore à établir. Une mauvaise interprétation peut venir d'une mauvaise utilisation des notions de richesse ou/et de diversité.

L'interprétation de la valeur pourrait dès lors être sujette à erreur. La valeur absolue fournie ne reflète ni la fonctionnalité du système ni sa capacité à résister face à des perturbations comme un changement d'usage. La diminution (ou l'augmentation) de cette valeur n'est pas nécessairement reliée à un fonctionnement altéré ou amélioré.

B – Bases scientifiques de l'indicateur

La mesure de la diversité (nombre de taxons et leur abondance respective) permet le calcul de plusieurs indicateurs : richesse, équitabilité, indice de diversité (Shannon,

Simpson) et indices d'inventaires taxonomiques. Il est nécessaire de préciser que de nos jours, le séquençage massif des gènes ribosomiques et le traitement bioinformatique de ces données donnent aussi accès à ces indices de diversité et que la richesse n'est qu'un de ces indices. L'évaluation note que les archées ne sont pas mentionnées parmi les microorganismes du sol. Il conviendrait de le faire même si les données les concernant ne sont encore que partielles dans la littérature (rôle, diversité, abondance).

La valeur chiffrée de l'indicateur ne permet pas de définir une typologie de système ni un seuil en deçà duquel certaines fonctions ne seraient plus assurées. L'indicateur est toutefois associé à une valeur cible de 100% (i.e. toutes les unités maintiennent ou augmentent leur biodiversité) et assorti d'un pas de temps de 15 ans. Il n'existe en revanche pas de valeur cible qui signalerait que l'on atteint une limite pouvant conduire à une extinction, comme c'est le cas pour les macroorganismes par exemple.

L'indicateur peut être adapté quel que soit le contexte pédo-écologique, les bactéries étant présentes dans tous les types de système. Cependant, la pertinence d'un indicateur centré sur les champignons n'est recevable que dans le cas de certains milieux (par exemple les forêts).

L'échelle territoriale appliquée ici est pertinente (basée sur le quadrillage du RMQS[1]), mais on peut s'interroger sur la précision d'échelle qui doit être retenue en raison de la variabilité intra-système, qui risque être plus importante dans les systèmes forestiers et les systèmes de cultures qu'en prairie. L'effort d'échantillonnage doit être accentué dans les systèmes dont la variabilité intrinsèque est plus importante.

Un éventuel changement d'échelle pourrait avoir une incidence sur la pertinence de l'indicateur. Il peut y avoir des variations temporelles dans tous les systèmes (saisonnières par exemple) et au sein d'un même système, notamment selon le mode d'exploitation dans le cas des cultures (labour/sans labour). Le niveau taxonomique retenu (genre) est de nature à limiter ces effets mais peut aussi limiter la pertinence de l'indicateur au regard des objectifs : un changement de taxon peut avoir eu lieu sans que leur nombre ne soit modifié, et cela peut avoir des répercussions sur certaines fonctions essentielles. Il serait par ailleurs intéressant de connaître les variations de l'indicateur à de plus petites échelles.

Un changement d'échelle temporelle risque de conduire à des interprétations erronées. Par exemple, un nombre de taxon défini suite un amendement dans un système cultivé peut induire une surestimation de la diversité comparée à la diversité « réelle » du système. Ceci conduirait donc à considérer des pratiques comme favorables au maintien de la diversité alors qu'elles ne le seraient pas nécessairement.

C – Production de l'indicateur

Les informations fournies dans cette partie sont succinctes. Le point positif est la cohérence méthodologique dans la production de l'indicateur. La notion de « taxon » utilisée doit être parfaitement définie.

Selon l'évaluation, la manière dont est calculé l'indicateur n'est pas claire. Afin d'éviter des interprétations différentes, il faut définir l'unité (taxon) d'une façon non ambiguë et répétable. Il est également nécessaire d'expliquer comment sont regroupés les taxons sur un critère moléculaire (par exemple : pourcentage de divergence) et non sur des critères arbitraires de définition/comparaison (par exemple le genre). Le calcul des différents indices de diversité est quant à lui robuste. La région génomique ciblée pourrait en outre être choisie de manière à prendre en compte la dimension fonctionnelle. La région ciblée (ADNr 16S) ne rend pas compte de la redondance fonctionnelle au sein de la diversité mesurée. Une modification du nombre de taxons ayant un spectre fonctionnel large n'aura pas le même impact écologique que la modification du nombre de taxons ayant un spectre fonctionnel étroit. Une amélioration possible repose sur l'effort d'échantillonnage qui doit par exemple prendre en compte la relative homogénéité d'un système prairial alors qu'un système forestier présentera une diversité d'habitats plus importante.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est moyennement robuste. L'indicateur développé sur les macro-organismes et appliqué aux bactéries est robuste mais ne permet pas d'appréhender la redondance fonctionnelle. Les éventuels biais sont liés au rendement d'extraction de l'ADN pour l'échantillon puisque l'indicateur est en effet basé sur des séquences d'ADN. Le protocole d'obtention et d'analyse de ces séquences doit être très bien décrit et absolument identique d'une campagne à l'autre. Si cela est possible en théorie, cela peut ne pas s'appliquer en pratique.

1 RMQS : Réseau de mesures de la qualité des sols

La rapide évolution des techniques de séquençage peut conduire à la prévalence d'une technologie sur une autre. Une nouvelle analyse des échantillons pourrait palier ce biais. Cela nécessitera de conserver les échantillons passés en quantité suffisante. L'évaluation propose également une standardisation du protocole appliqué. L'indicateur est aussi robuste quelle que soit l'échelle territoriale et un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence particulière. L'évaluation souligne que l'analyse statistique du programme RMQS a été correctement menée.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est moyenne. L'indicateur est assez précis pour tracer des variations du phénomène. Cependant, les indices de diversité sont plus ou moins sensibles à l'effort d'échantillonnage. La comparaison des différentes richesses nécessite un effort de séquençage comparable et suffisant. Des indices de diversité moins sensibles comme l'indice de Chao, qui prend en compte les singletons et les doublons, ou non sensibles (Simpson, Shannon) pourraient être utilisés. L'évaluation indique qu'il n'y a pas assez d'éléments pour davantage renseigner la précision de l'indicateur.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est non connue ou faible. Les données disponibles ne permettent pas de connaître les modifications minimale et maximale que détecterait l'indicateur. Celui-ci ne permet pas de rendre compte d'événements brefs. Il peut éventuellement détecter un événement extrême, mais des modifications de diversité ne peuvent s'apprécier à court terme. Les données utilisées sont sujettes à erreur : il a été montré que la variation du nombre de copies de 16S dans le génome peut influer sur l'abondance des séquences de 16S observées dans une communauté. La non prise en compte de la variation du nombre de copies entre taxons peut conduire à une faible corrélation entre l'abondance relative des séquences et l'abondance réelle des taxons. Il faut par ailleurs avoir l'assurance que l'effort de séquençage est suffisant pour évaluer la richesse quantitative en taxon. Il est possible que l'indicateur montre un changement qui n'a pas eu lieu, car une modification de la diversité indique un changement. L'indicateur pourrait également ne pas indiquer un changement qui s'est vraiment produit car on ne connaît pas assez la sensibilité des indicateurs de diversité. De plus, la richesse peut être inchangée alors que la diversité est modifiée. Un indicateur permettant d'apprécier la fonctionnalité éviterait ce risque. A priori, l'indicateur sera aussi sensible quelle que soit l'échelle territoriale. L'indicateur ne permet pas de distinguer des situations tranchées : le nombre de taxons peut être le même alors que le contexte pédo-écologique est différent. L'évaluation ne peut conclure sur la sensibilité de l'indicateur à partir d'un seul échantillonnage temporel.

- **Efficacité / Fiabilité** : La fiabilité de l'indicateur est encore inconnue. Néanmoins, il semble que l'indicateur ne puisse pas rendre compte de manière fiable de modification ou de maintien au niveau fonctionnel, le niveau de similarité retenu ciblant la diversité au niveau du genre. Il peut ne pas varier dans le même sens que le phénomène qu'il décrit. Le nombre de taxons peut augmenter ou diminuer sans que le fonctionnement du système ne soit modifié et inversement. Certaines fonctions, comme la dégradation de la matière organique, reposent sur un nombre de taxons élevé alors que d'autres dépendent d'un nombre plus faible de taxons, comme la production de nitrates. A priori, l'indicateur sera aussi fiable quelle que soit l'échelle territoriale.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité :** L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, mais il se restreint à la diversité bactérienne qui ne représente qu'une part de la diversité microbienne. Il a un lien avec le fonctionnement des écosystèmes si l'on considère la biodiversité « globale » car dans ce cas, une perte de biodiversité peut avoir des répercussions notables sur ces derniers, par exemple, en matière de changement climatique, si elle modifie les pools de carbone organique soluble en réduisant l'absorption du carbone de l'écosystème ou en augmentant les émissions de CO_2. Il a été montré qu'une diminution de la diversité microbienne peut diminuer fortement la respiration du sol. Si l'on considère uniquement la richesse bactérienne sur laquelle porte l'indicateur, le lien devient plus ténu. Par ailleurs, si l'indicateur est corrélé avec des paramètres généraux (pH, matière organique, type de végétation), il ne l'est pas (pas encore) avec les services écosystémiques. Les objectifs de l'indicateur tel qu'il est présenté visent à étoffer nos connaissances et l'appréciation de la biodiversité bactérienne dans les sols, il s'agit d'objectifs plutôt fondamentaux. L'indicateur aborde la richesse bactérienne (réserve de gènes et réserve fonctionnelle). Les points d'inflexion ne sont pas connus en ce qui concerne la biodiversité bactérienne dans les sols [2] et des valeurs « seuil » de perte ou de gain de diversité restent à définir. Des

2 Certaines études publiées ont néanmoins évalué les conséquences de l'érosion de la diversité sur certaines fonctions liées au maintien de la fertilité dans les sols.

indicateurs complémentaires permettant d'évaluer l'abondance relative des taxons et la biodiversité fonctionnelle (en utilisant des gènes de fonction plutôt que l'ADNr16S) seraient pertinents.

- **Données** : L'évaluation souligne qu'il y a très peu de précisions sur les données. L'utilisation des indicateurs de diversité à des échelles plus faibles que celles de l'échantillonnage RMQS serait intéressante, voire nécessaire pour une future utilisation à des fins de diagnostics. Il ne semble pas que les sols outre-mer doivent être analysés différemment. Un biais pourrait éventuellement survenir en cas de changement d'échelle si l'effort n'est pas suffisant dans des contextes pédo-écologiques où la variabilité intra-site est importante.

E - Propositions d'amélioration

L'échelle de temps proposée (15 ans) pourrait être revue. Le point sensible est la période d'échantillonnage. La production des indicateurs doit dès lors être faite de manière pertinente et cohérente entre les différents sites échantillonnés (même saison, même période par rapport aux récolte ou semis ...).

L'évaluation suggère également que l'indicateur aille vers un diagnostic de la qualité des sols, ou inclut la diversité fonctionnelle, ce qui permettra de mieux répondre aux objectifs du maintien d'un usage durable et équitable de la biodiversité ainsi qu'à la préservation, la restauration et le fonctionnement des écosystèmes.

Elle propose une standardisation, avec notamment une définition stricte et explicite des taxons.

Une évolution pour l'utilisation outre-mer et international est souhaitable, de même qu'explorer une possible standardisation avec des approches similaires à l'international.

Référencement

Godon, J.-J., Richaume-Jolion, A. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur «Evolution de la biodiversité bactérienne des sols». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

F – Bibliographie des évaluateurs

Angly et al. (2014) CopyRighter: a rapid tool for improving the accuracy of microbial community profiles through lineage-specific gene copy number correction. dx.doi.org/10.1186/2049-2618-2-11.

De Graaff M.-A., Adkins J., Kardol P., and Throop H. L. (2015) A meta-analysis of soil biodiversity impacts on the carbon cycle by; SOIL, 1, 257–271, www.soil-journal.net/1/257/2015/doi:10.5194/soil-1-257-2015.

Delgado-Baquerizo et al. (2015) Microbial diversity drives multifinctionality in terrestrial ecosystems, Nature Communications DOI: 10.1038/ncommc10541.

Ranjard et al. (2012) Turnover of soil bacterial diversity driven by wide-scale environnmental heterogeneity, Nature Communications DOI: 10.1038/ncommc2431.

Kembel SW, Wu M, Eisen JA, Green JL (2012) Incorporating 16S Gene Copy Number Information Improves Estimates of Microbial Diversity and Abundance. PLoS Comput Biol 8(10): e1002743. doi:10.1371/journal.pcbi.1002743.

Hartmann M., Frey B., Mayer J., Mäder P., and Widme F. (2015) Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. The ISME Journal 9, 1177–1194.

Hannes P et al. (2011) Function-specific response to depletion of microbial diversity. The ISME Journal 5, 351–361.

Vetrovsky et Baldrian (2013) The variability of the 16S rRNA gene in bacterial genomes and its consequences for bacterial community analyses, http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0057923.

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DE LA DENSITÉ MICROBIENNE DES SOLS EN MÉTROPOLE

Taux d'évolution de la biomasse microbienne moyenne des sols en métropole

Code indicateur
SNB-B06-12-BDS1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 16

Évaluation réalisée par
Jean-Jacques Godon
Agnès Richaume-Jolion

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
18 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Objectifs secondaires
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

Première évaluation

L'évaluation souligne le manque d'information de la fiche ONB, en particulier sur les techniques d'extraction d'ADN du sol utilisées. Elle formule quelques propositions d'amélioration.

A – Présentation et inteprétation de l'indicateur

L'indicateur mesure la biomasse microbienne des sols métropolitains.

Il s'inscrit bien dans les orientations B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité », bien que la perception et la prise de conscience de la biomasse microbienne comme composante de la biodiversité n'en soient qu'à leurs débuts.

L'indicateur est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, à savoir B6 principalement, ainsi que B4, D11 et D11 à titre secondaire.

L'intitulé de l'indicateur correspond bien à sa description et la phrase explicitant sa valeur est correcte. La mise en évidence de variation entre les extrêmes serait toutefois plus explicite. Des exemples précis du lien biomasse-usage des sols pourraient également être fournis dans le texte, qui fait plutôt référence aux caractéristiques texturales et physico-chimiques (pH, carbone organique).

La valeur est accompagnée d'un intervalle de confiance. Elle pourrait tout à fait être présentée en mentionnant l'écart-type. Compte tenu des valeurs minimales et maximales fournies dans le tableau, une valeur médiane serait également informative.

Les illustrations véhiculent bien le message de l'indicateur, un visuel où apparaitraient les valeurs minimales et maximales, la médiane et la moyenne donnerait une vision plus réaliste de la situation.

Il n'y a pas de biais de visualisation. Cependant on ne perçoit pas que, dans certaines situations, la biomasse en forêt peut être supérieure à celle d'une prairie (cf. valeurs maximales). La hiérarchie que donne l'image en fonction du type d'occupation n'est pas nécessairement à conserver.

L'interprétation de la valeur peut être sujette à erreur. L'indicateur ne reflète pas l'usage du sol ni le contexte pédologique : une même teneur en ADN peut être obtenue dans des situations très différentes. Il manque en outre une précision technique sur ce que recouvre l'ADN microbien. Est-ce tout l'ADN extractible d'un échantillon de sol incluant

bactéries, archées, fonges mais aussi d'autres ADN eucaryote présents ?

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'évaluation suggère d'indiquer que les archées font aussi partie de la biomasse mentionnée. Il pourrait également être précisé le contexte dans lequel on peut rencontrer des valeurs minimales et maximales.

Il n'y a pas de valeur cible, ni de valeur ayant une signification particulière associée à l'indicateur.

Le grain de précision du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) est approprié.

Un grain plus fin sera plus sensible à l'hétérogénéité des milieux (notamment dans ceux où la variabilité spatiale est plus importante comme sous culture). De fortes variations locales, saisonnières ou météorologiques peuvent impacter les résultats et leur utilisation.

C – Production de l'indicateur

Les explications du site ONB sont insuffisantes et imprécises. L'information est donnée sur la provenance des échantillons mais pas de la manière dont ils sont préparés. Il existe dans la littérature un grand nombre de techniques d'extraction d'ADN du sol, la technique utilisée pour produire l'indicateur n'est pas clairement explicitée. Le lecteur ne peut se faire une idée précise de ce qu'il est nécessaire de mettre en œuvre pour produire l'indicateur et peut donc être amené à comparer la valeur de l'indicateur avec des concentrations en ADN estimées à partir d'une technique d'extraction différente. De plus, la méthode de quantification de l'ADN extrait n'est absolument pas mentionnée et peut aussi être source de mauvaise interprétation. Il est impératif qu'elle figure explicitement dans la rubrique concernée. Par ailleurs, il convient de préciser la profondeur à laquelle est réalisée la mesure : en sol forestier, une distribution verticale surprenante de la biomasse peut être observée avec des valeurs en surface (0-5 cm) plus faibles que dans les couches inférieures (8-10 et 10-15cm) (Ranger et al. 2003, Rapport du programme GESSOL).

La manière dont est calculée la valeur de l'indicateur n'est pas claire. La valeur de l'indicateur est dépendante de la technique d'extraction de l'ADN ; les rendements d'extraction sont en outre différents en fonction des caractéristiques environnementales.

Comme cela a été fait par la plateforme Genosol, il convient a minima d'appliquer la même technique pour tous les échantillons étudiés.

D – Analyse de l'indicateur

L'évaluation souligne qu'il n'y a pas assez d'éléments pour véritablement conclure sur l'analyse de l'indicateur.

- **Robustesse :** La robustesse est moyenne. Les biais existants reposent sur le type de préparation et de conservation des sols, la méthode de mesure de l'ADN et les protocoles d'extraction et de quantification de l'ADN utilisés. Depuis les années 1980, différentes méthodes d'extraction d'ADN du sol sont proposées dans la littérature et ont été adaptées en fonction des caractéristiques environnementales (notamment les teneurs en argiles et composés humiques). Il est notoire que l'obtention d'un rendement de 100% est illusoire et que les rendements, même pour un protocole standardisé, sont différents en fonction des caractéristiques des sols. Toutefois, pour que les valeurs de l'indicateur soient comparables à celles présentées ici, il est important que les mêmes techniques d'extraction et de quantification que celles mises en œuvre ici soient utilisées (Terrat et al. 2012). Afin de limiter ces biais, les méthodes utilisées doivent être décrites. Un protocole de standardisation peut également être mis en place. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données peut engendrer des fluctuations annuelles (saisonnières) de biomasse (Patra et al. 1990). Le pas de temps de plus de 5 ans prévu est donc approprié. Il convient cependant de préciser à quelle période sont prélevés les échantillons afin d'éviter le biais des variations saison-

nières. L'indicateur sera aussi robuste quelle que soit l'échelle de territorialisation. Les variations observées peuvent être liées à un échantillonnage trop fin ou à des modifications dans la période d'échantillonnage.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est moyenne. Les limites sont de même nature que pour la robustesse. La valeur de l'indicateur est dépendante de la méthode d'extraction et de quantification de l'ADN. Il convient donc de préciser clairement quelles sont les méthodes utilisées. En ce qui concerne l'extraction, selon l'évaluation, il s'agit probablement de la méthode ISO-11063 modifiée (Plassart et al. 2012) qui permet d'obtenir de bons rendements pour les différents groupes de microorganismes. La quantification d'ADN par spectrophotométrie UV est faussée par les composés humiques. Cette technique est donc à prohiber pour quantifier l'ADN métagénomique à partir du sol. La détection par fluorimétrie doit être privilégiée. La technique de quantification utilisée doit être mentionnée. Par ailleurs, des procédures standardisées pour l'échantillonnage et l'extraction d'ADN des sols existent. Elles ne sont pas mentionnées dans la fiche. Un changement dans l'intervalle de temps aurait une incidence sur la précision de l'indicateur, en raison des variations saisonnières. Il faut de ce fait respecter un calendrier d'échantillonnage comparable au fil des campagnes. L'indicateur sera aussi précis quelque soit l'échelle territoriale. Il reflète bien la biomasse quelque soit l'échelle. En revanche, il existe une variabilité spatiale de la biomasse (Morris 1999, Stoyan et al. 2000).
- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible, si les protocoles d'extraction et de quantification sont standardisés. Il reflète bien des situations environnementales contrastées (caractéristiques et usages des sols) (Dequiedt et al. 2011). L'indicateur permet de détecter des événements brefs et extrêmes. Par exemple, les variations saisonnières peuvent être signalées si l'échelle temporelle est trop réduite. Il est donc préférable de maintenir une périodicité longue (comme celle mentionnée) mais également une période identique d'échantillonnage au cours des campagnes. A partir du moment où les méthodes d'extraction et de quantification de l'ADN sont adaptées, les données ne seront pas sujettes à erreur gênante. L'indicateur fonctionne en outre sur un ensemble de données. Des outils statistiques sont probablement utilisés pour identifier les points éventuellement aberrants. L'indicateur n'indiquera pas de changement qui n'a pas eu lieu. L'indicateur mesure la biomasse bactérienne, celle-ci pouvant cependant être résistante à certains changements. L'indicateur n'est pas proposé pour être un indicateur de perturbations. Par ailleurs, il n'y a pas de risque que l'indicateur ne détecte pas un changement qui s'est vraiment produit. L'indicateur sera aussi sensible quelque soit l'échelle territoriale.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est fiable, il permet de rendre compte d'une évolution temporelle influencée par des usages et des pratiques. L'indicateur permet de retracer les tendances observées, par exemple les sols argileux présentent des capacités à préserver la biomasse supérieure à celle de sols sableux, ce qui correspond bien à ce qui est décrit dans la littérature. Néanmoins, l'évaluation souligne que pour le moment, l'objectif est d'observer grâce à cet indicateur l'évolution ou non de la biomasse bactérienne au cours du temps. Il est plus un référentiel qu'un indicateur. Il est aussi fiable quelle que soit l'échelle territoriale, il est indépendant des échelles macro.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : Plusieurs travaux rapportent les liens entre la biodiversité végétale et l'augmentation de la productivité qui en résulte et la biomasse microbienne dans le sol (accroissement de la biomasse avec la diversité végétale mentionné par Zak et al. 2003). L'indicateur a un lien avec le fonctionnement des écosystèmes, notamment le recyclage des éléments (carbone, azote, etc.), ou encore la décomposition des composés organiques, ainsi qu'avec les services écosystémiques tels que le cycle des éléments nutritifs (azote), le cycle du carbone, la fertilité, la régulation du climat (émission de gaz à effet de serre). La réduction ou non de la biomasse bactérienne serait une donnée avec une large résonnance et correspond à l'objectif de l'indicateur.
- **Données** : Il est nécessaire de préciser les conditions d'obtention des données (types d'échantillons analysés - composites, autres ?), et de fournir les protocoles

d'extraction et de quantification, ou à défaut les références à partir desquelles se les procurer. Un changement d'échelle spatiale ou temporelle ne nécessiterait pas de nouveaux jeux de données.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation propose d'associer cet indicateur avec un indicateur fonctionnel (en lien par exemple avec la minéralisation du carbone), qui serait un complément intéressant (utilisation du ratio "respiration du sol"/ biomasse microbienne par exemple). Un indicateur « biologique » intégrant la faune (micro-méso et macro) et la microflore serait sans doute pertinent dans la mesure où tous les acteurs du fonctionnement du sol interagissent et où l'altération d'une composante aura des répercutions sur les autres. L'évaluation suggère également d'associer le ratio biomasse fongique/ biomasse microbienne pour refléter un changement de pratique (Bardgett et al. 1996).

L'indicateur pourrait également être corrélé avec des données d'agronomie.

Un lien est enfin à faire avec l'indicateur ONB existant « Evolution de la biodiversité bactérienne des sols ». L'évaluation suggère également une corrélation avec des données d'agronomie.

F – Bibliographie des évaluateurs

Bardgett R.D., Hobbs P.J., Frostegard Ã. (1996) Changes in soil fungal:bacterial biomass ratios following reductions in the intensity of management of an upland grassland. Bio Fertil Soil, 22: 261-264.

Dequiedt et al. (2011) Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. Global Ecology and biogeography 20:641-652.

Plassart et al. (2012) Evaluation of the ISO sStandart 11063 DNA extraction procedure for assessing soil microbial abundance and community structure. Plos One 7(9); e44279. DOI:10.1371/journal.pone.0044279.

Stoyan et al. (2000), Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale, Plant and Soil 222: 203–214.

S.J. Morris (1999) Spatial distribution of fungal and bacterial biomass in southern Ohio hardwood forest soils: one scale variability and microscale patterns. Soil Biology and Biochemistry 31 1375-1386.

Zipper, H., Buta C., Lämmle K., Brunner H., Bernhagen J. and Vitzthum F. (2003) Mechanisms underlying the impact of humic acids on DNA quantification by SYBR Green I and consequences for the analysis of soils and aquatic sediments. Nucleic Acids Research, 31(7), e39.

Patra D.D., Brookes P.C., Coleman K., Jenkinson D.S. (1990) Seasonal changes of soil microbial biomass in an arable and a grassland soil which have been under uniform management for many years. Soil Bio. Biochem. Vol. 22, No. 6, pp. 739-742.

Terrat S, Christen R, Dequiedt S, Lelievre M, Nowak V, Regnier T et al.(2012) Molecular biomass and MetaTaxogenomic assessment of soil microbial communities as influenced by soil DNA extraction procedure. Microb Biotechnol 5: 135-141.

Zak D.R., Holmes W.E., White D.C., Peacock A.D., Tilman D. (2003) Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links? Ecology, 84(8) 2042–2050.

Référencement

Godon, J.-J., Richaume-Jolion, A. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur «Evolution de la densité microbienne des sols en métropole». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DE LA PARTICIPATION AUX ACTIONS D'ÉDUCATION SENSIBLE ET CITOYENNE À LA BIODIVERSITÉ

Taux d'évolution du nombre d'expériences vécues par le public dans la nature, au contact du vivant, dans le cadre d'un panel d'activités éducatives

Code indicateur
SNB-A01-12-ESC1
Évaluation FRB- i-BD² : N°17

Évaluation réalisée par
Eric Maire
Patricia Pellegrini

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
19 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
A1 - Faire émerger, enrichir et partager une culture de la nature

A2 - Renforcer la mobilisation et les initiatives citoyennes

F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion des connaissances

F20 - Développer et organiser la prise en compte des enjeux de biodiversité dans toutes les formations

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente en ce qu'elle considère que cet indicateur n'est ni fiable ni robuste. Il ne permet pas à ce jour de répondre aux objectifs affichés. L'évaluation formule quelques propositions d'amélioration, notamment la modification du titre afin de mieux le faire correspondre au phénomène décrit.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur vise à présenter le taux d'évolution du nombre d'expériences vécues par le public dans la nature, au contact du vivant, dans le cadre d'un panel d'activités éducatives.

Il s'inscrit bien dans l'orientation stratégique A de la SNB « Susciter l'envie d'agir pour la biodiversité », s'il parvient à discriminer les manifestations véritablement orientées « biodiversité » de celles « nature ». En revanche il ne répond pas à l'orientation F « Renforcer, partager, valoriser les connaissances » à laquelle il est associé. L'indicateur est trop généraliste et ne présente aucune catégorisation des activités présentes lors des fêtes de la nature.

L'indicateur est pertinent pour répondre aux objectifs A1 et A2. Il permet de répondre partiellement à F18 pour ce qui concerne le partage et la diffusion des connaissances mais pas à F20, le lien est en effet très indirect entre manifestations festives et formation.

L'intitulé de l'indicateur ne correspond pas à sa description. Il s'agit à l'heure actuelle uniquement du bilan de la participation aux journées Fête de la nature.

La phrase présentant la valeur de l'indicateur n'est pas correcte. Elle présente un pourcentage d'augmentation de la participation à la Fête de la nature comme si la Fête de la nature était une et identique pour toutes les années citées. Or, ce n'est pas le cas.

La valeur n'est pas accompagnée d'un intervalle de confiance. Elle devrait indiquer l'évolution du nombre de sites participants, d'activités et de jours (les données jours apparaissent dans les données complémentaires).

Les graphiques correspondent au message véhiculé par l'indicateur, qui montrent des courbes présentant la tendance de la participation, année après année. En revanche, ce n'est pas le cas des photographies en fond, qui peuvent représenter d'autres types d'activités (randonnées, visites guidées), que la Fête de la nature.

A l'exception du visuel 5, les illustrations présentent un biais. La ligne montante des graphiques n'indique que la hausse des visites et ne permet pas de visualiser ce que l'indicateur cherche à mesurer. De plus, la Fête de la nature est constituée d'événements très diversifiés et se passant en ville notamment. Les photos en fond, en montrant des activités en forêt ou au bord d'un étang, tendent à assimiler nature et biodiversité. Il est nécessaire d'être plus vigilant quant aux amalgames possibles. L'évaluation suggère un visuel type « camembert » indiquant les proportions des raisons des participants à se déplacer sur le lieu de l'événement.

L'interprétation de la valeur de l'indicateur est sujette à erreur. L'augmentation de la participation à la Fête de la nature n'a pas de lien avec le titre de l'indicateur. Le pourcentage indiqué ne mesure pas « *l'évolution de la participation à des actions d'éducation sensible et citoyenne à la biodiversité* » mais uniquement l'évolution de la participation à un événement national. L'organisation et l'ampleur de la Fête de la nature sont une réponse des collectivités et de la société à la sensibilisation à la biodiversité. L'organisation d'événements met en relief l'implication des politiques dans la préservation de la biodiversité.

Le sous-titre de l'indicateur « *Taux d'évolution du nombre d'expériences vécues par le public dans la nature, au contact du vivant, dans le cadre d'un panel d'activités éducatives* » induit également en erreur car les activités se déroulent aussi en ville et aucune typologie ne recense les différents types d'activités.

Cet indicateur postule l'existence d'un lien entre fréquentation de la Fête de la nature et une « *appropriation des problèmes environnementaux par la population et une meilleure connaissance du fonctionnement des milieux naturels* ». Or, le lien est très ténu entre implication des citoyens envers la biodiversité, et participation à la Fête de la nature. De nombreux biais pourraient modifier cette participation, indépendamment du lien public – biodiversité.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

En l'état, l'échelle territoriale de restitution et le grain de précision de l'indicateur ne sont pas adéquats. Un éventuel changement d'échelle spatiale ou temporelle pourrait en outre modifier la relation entre l'indicateur et le phénomène décrit, car l'évolution de la présence du public à la Fête de la nature peut être différente et signifier autre chose selon que l'on se réfère à l'échelle nationale ou locale.

Cet indicateur est basé sur des manifestations pour la nature. Or, leur répartition spatiale n'est pas homogène sur tout le territoire. S'il est classique pour un parc naturel régional de communiquer sur les enjeux de biodiversité, il n'en est pas de même dans les zones rurales ou périurbaines situées aux interfaces des zonages faisant l'objet de politiques publiques concernant de près ou de loin la biodiversité. Une meilleure adéquation des schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE) en enjeux de biodiversités aux échelles les plus fines, c'est-à-dire à l'échelon d'une intercommunalité (ce qui n'est actuellement pas le cas) permettrait de jouer un rôle d'aiguillons dans l'éducation à la biodiversité.

Il serait enfin utile d'affiner la participation à l'aide d'une typologie des activités proposées et de lieux: en ville, en forêt, en zone cultivée, etc.

C – Production de l'indicateur

La manière dont est calculée la valeur de l'indicateur n'est pas claire. Le comptage des participants aux manifestations festives n'est pas une approche fiable. Certaines manifestations nécessitent des pré-inscriptions (sorties naturalistes, micro-inventaires, etc.) d'autres non (spectacles, expositions, etc.). Le décompte est beaucoup plus facile dans le premier cas. Les comptages directs ou estimations pourraient être plus précis, mais la méthode utilisable dépend avant tout du type de manifestation et de son envergure.

La valeur peut être mesurée de différentes manières. L'indicateur est exprimé sous forme de tendance, par comparaison du nombre de participants d'une année sur l'autre (+27 % en 2011). Le Comité français de l'UICN recense le nombre de participants pour chaque manifestation locale. Il est probable que les méthodes utilisées pour comptabiliser, ainsi que leur précision, varient considérablement d'une manifestation à l'autre.

Un des problèmes du calcul est que l'indicateur est calculé de manière globale pour la France, par année, à partir du comptage du nombre de participants sans être rapporté à l'évolution des autres données (nombre de sites, nombre de jours, types d'activités et de publics, conditions météorologiques, etc.).

En vue d'améliorer le calcul, l'évaluation propose de séparer les deux valeurs qui semblent vouloir être mesurées dans un même indicateur, à savoir les chiffres de la participation et les chiffres des activités proposées. Elle recommande également de décrire les méthodes de comptage. Elle suggère par ailleurs une enquête auprès du public, afin, a minima, d'établir la liste des motivations à se rendre à une manifestation éducative. Cela permettrait dans un second temps de pouvoir hiérarchiser les motivations et alors seulement de déterminer une éventuelle préoccupation pour la nature. Cela permettrait également d'évaluer la connaissance du concept de biodiversité, le titre de la Fête est suivi de « nature » et non « biodiversité ».

Il faudrait enfin réaliser une typologie précise des différents lieux où se déroule la manifestation, ainsi que des activités et des types de publics.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques sur la non fiabilité de l'indicateur.

- **Robustesse :** L'indicateur n'est pas robuste, aucune variable n'est prise en compte dans son calcul (sauf le nombre d'activités). Il présente des biais liés d'une part à la mesure, la valeur de l'indicateur étant le résultat d'un comptage. L'indicateur est calculé par le Comité français de l'UICN en fonction des retours que lui adressent les organisateurs des diverses manifestations. Il peut y avoir plusieurs méthodes pour comptabiliser le nombre de participants, certaines très précises d'autres de simples estimations. Des biais peuvent venir d'autre part d'événements extérieurs. Il est certain qu'une semaine du 22 mai entièrement pluvieuse verra baisser considérablement le total des participants. Afin de limiter ces biais, l'évaluation suggère de privilégier les comptages directs des participants. Elle propose également de modifier l'intitulé de l'indicateur pour indiquer ce qu'il mesure réellement : la participation à la Fête de la nature à l'échelle nationale.
- **Précision :** L'indicateur est peu précis et ne permet pas à l'heure actuelle de tracer les variations du phénomène décrit, à moins de corriger les biais évoqués. Les imprécisions relèvent du manque de renseignements sur la diversité des configurations de la Fête de la nature et donc des modalités de comptage des personnes et de la connaissance de leur motivation. Il n'est pas aussi précis à toutes les échelles géographiques, car il ne décrit pas les mêmes choses suivant les lieux et les activités. En outre, la Fête de la nature s'exporte aujourd'hui dans quelques pays voisins (Suisse, Portugal, Pays-Bas), ce qui ouvre la voie à une utilisation supranationale. Il est théoriquement possible de comptabiliser les participations à l'échelle régionale, départementale et même communale pour les grandes villes ou communautés d'agglomération, dès lors que l'événement est organisé chaque année au même endroit.
- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible, si le comptage est explicité. Il est exprimé en pourcentage entier de variation. Un pour cent constitue un niveau de précision largement suffisant ici. Il n'y a pas de limite supérieure. L'indicateur comptabilise le nombre de personnes présentes à la Fête de la nature corrélé au nombre de séquences d'animation proposées. L'indicateur décrit un événement bref, et fait

apparaître une ambiguïté : sa mise à jour est annuelle mais représente un événement de 4 ou 5 jours. L'indicateur n'est pas en mesure de fournir d'éléments sur des données qualitatives, comme les raisons des variations. Il faudrait en outre prendre en compte d'autres données que la manifestation à la Fête de la nature, comme cela est indiqué dans la fiche ONB. L'indicateur peut indiquer un changement qui n'a pas eu lieu, par exemple en montrant une augmentation de la fréquentation de la Fête de la nature, il induit une hausse de la sensibilité à la biodiversité. Il peut de la même manière ne pas détecter un événement qui s'est réellement produit.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur n'est pas fiable. Il pourrait varier dans un autre sens que le phénomène décrit. La Fête de la nature est un ensemble de manifestations très diverses, organisées par des associations, des collectivités locales, voire des entreprises. D'une année sur l'autre, le nombre de manifestations et leur ampleur peut varier, avec des implications sur le nombre total de participants. De plus, à manifestations égales, le nombre de participants peut varier en fonction de paramètres qui n'ont aucun rapport avec l'implication pour la biodiversité, tels que des événements mobilisant le public pendant cette période (culturels, sportifs, électoraux...) ou simplement météorologiques, plus des trois-quarts des manifestations de la Fête de la nature se déroulant en plein air.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur est en principe en lien avec toutes les formes de biodiversité à toutes les échelles. En pratique, c'est avant tout la biodiversité la plus accessible au public, une biodiversité généralement ordinaire, et à une échelle spécifique. Il peut présenter un lien indirect avec les services écosystémiques culturel et social (aménités liées au contact avec la nature). La participation du public à des événements liés à la biodiversité renforce la prise de conscience de l'importance de la biodiversité et, à terme, favorise sa préservation. Les valeurs portées par l'indicateur sont censées représenter l'appropriation de la biodiversité par le public, mais ici le public n'est pas interrogé et l'indicateur suppose que ce public fait un lien entre la nature (Fête de la nature) et la biodiversité qui n'est pas documenté.
- **Données** : Le nombre de participants représente une donnée trop peu précise, qui mérite d'être déclinée à une échelle plus petite, mieux documentée et reposant sur des méthodes de comptage mieux explicitées.

E - Propositions d'amélioration

Sous sa forme actuelle, l'indicateur va présenter des oscillations annuelles bien peu en rapport avec ses objectifs.

Cet indicateur est incomplet car la prise en compte des seules manifestations en faveur de la nature est insuffisante. Le grand public n'est pas composé que des seuls amateurs de nature. Des entretiens semi-directifs avec un échantillon de la population au cœur des enjeux de la biodiversité en lien avec les aménagements du territoire pourraient être envisagés.

L'indicateur ne renseigne actuellement que sur un comportement : se déplacer à une manifestation. Il ne permet pas d'accéder aux raisons et motivations des visiteurs, sont-ils motivés par le sujet et lequel (la nature, la connaissance, l'éducation, la science...)? et/ou sont-ils plutôt motivés par le format de la manifestation (action éducative, festive...), autre ? Des études sociologiques sur les motivations des participants à ce type de manifestations pourraient être menées.

L'évaluation propose de modifier l'intitulé de l'indicateur et d'en créer d'autres plus précis, moins globaux qui visent des échantillons plus réduits mais plus descriptifs selon les actions, les publics, leurs motivations, etc. Elle suggère en outre de fusionner cet indicateur avec l'indicateur « Importance accordée par les français aux problèmes de biodiversité », à l'aide d'un échantillon plus pertinent.

En outre, pour répondre à l'objectif A1, il faudrait comptabiliser les différents organisateurs de fêtes de la nature et ce qu'ils organisent. Pour l'objectif F18, il faudrait compter non pas les visiteurs d'une manifestation mais la mobilisation des chercheurs/étudiants, des laboratoires.

Pour évaluer l'implication de la population envers la biodiversité, il serait sans doute profitable de considérer les associations et ONG directement liées à la biodiversité (associations de protection de la nature et sociétés savantes) et de mesurer leurs rapports avec le public en termes de militantisme direct (bénévolat actif). Un nouvel indicateur qui suit l'engagement associatif et répertorie les types d'activités réalisées ou promues par les associations pourrait être créé.

Il s'agit également de prendre en compte les manifestations organisées par les citoyens en les distinguant de celles organisées par les associations militantes, prendre en compte la fréquentation des parcs et jardins en ville et des espaces naturels hors ville, ainsi que la mobilisation des universités et des laboratoires de recherche.

L'évaluation souligne l'intérêt d'acquérir des données complémentaires, reconnaissant que l'acquisition de données qualitatives est plus lourde.

L'évaluation relève enfin que les remarques et propositions de la précédente évaluation n'ont pas été prises en compte.

F – Bibliographie des évaluateurs

Hesselink et al. 2007. Communication, éducation et sensibilisation du public (CESP).

Guide pratique destiné aux points focaux et aux coordonnateurs des stratégies et plans d'action nationaux pour la diversité biologique (SPANB). CDB, UICN, 311 p.

Référencement

Maire, E., Pellegrini, P. & Aubertie, S., P. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Évolution de la participation aux actions d'éducation sensible et citoyenne à la biodiversité ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DE LA POLLUTION DES COURS D'EAU

Taux d'évolution de la pollution des cours d'eau par les macro-polluants d'origine urbaine, industrielle et agricole en France métropolitaine

Code indicateur
SNB-D11-12-PCE1
Évaluation FRB- i-BD² : N°18

Évaluation réalisée par
Christophe Piscart
Emma Rochelle-Newall

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
27 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité.

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Objectifs secondaires
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

C7 - inclure la préservation de la biodiversité dans la décision économique

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente et partage son analyse et ses recommandations. Elle insiste notamment sur le fait que l'indicateur ne prend en compte que les pollutions organiques et non les autres et qu'une précision en ce sens devrait apparaître dans le titre.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente l'évolution de la concentration en macropolluants (nitrates, orthophosphates et ammonium), ainsi que la demande en oxygène (DBO) dans les eaux douces superficielles (cours d'eau). Une valeur agrégée est calculée au niveau national à partir des résultats dans chaque bassin versant.

L'indicateur s'inscrit dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer », C « Investir dans le capital écologique », D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB, et répond aux objectifs qui lui sont associés, à savoir D11 et E15. Il faut souligner cependant que l'indicateur ne prend pas en compte toutes les pollutions. Cela limite sa pertinence.

L'intitulé de l'indicateur ne correspond donc pas à sa description, la pollution dont il est fait état est la pollution en nutriments ou en matière organique (macro-nutriments) et pas les autres types de pollutions (produits phytosanitaires, xénobiotiques, etc.) comme sous-entendu dans le titre.

Les explications de la valeur sont bien précisées et les résultats bien détaillés. En revanche, le calcul des valeurs n'est pas très clair bien que l'équation de calcul soit fournie.

La fiche ONB n'indique pas d'intervalle de confiance mais il devrait en être donné un puisque seuls les sites avec au moins 4 mesures annuelles sont retenus et qu'il s'agit en outre de territoires différents avec des données disponibles de qualité très variable.

Selon l'évaluation, les illustrations sont assez éloquentes et correspondent globalement à la description de l'indicateur. Le graphe est très bien, de même que les cartes par grand bassin versant. L'apparition dans le graphique de la pluviométrie, qui ne fait pas partie de l'indicateur mais qui est utilisée ici comme élément d'interprétation, est assez

bien expliquée dans le texte. En revanche, aucune information n'est donnée sur les méthodes statistiques utilisées pour classer les bassins versants en hausse ou en baisse.

Il peut y avoir un biais de visualisation pour les nitrates. La carte semble montrer une diminution sur les 2/3 de la métropole, ce qui ne correspond pas véritablement au texte qui indique qu'à l'échelle nationale que la situation est plutôt stable. Une solution pourrait être 1) de corriger la valeur des nitrates par la pluviométrie annuelle (ce qui réduirait l'effet de la pluviométrie sur l'indicateur), et 2) de prendre comme seuil l'intervalle de confiance du bassin versant pour pouvoir dire si la valeur est en hausse ou en baisse. Ainsi, le nombre de sites où les nitrates semblent en baisse serait peut-être moins important et il y aurait davantage de zones de couleur grise, avec des teneurs stables.

L'interprétation de la valeur de l'indicateur est sujette à erreur car les chiffres ne sont pas fournis avec des intervalles de confiance et les cartes ne donnent pas de méthode permettant d'estimer si les différences sont significatives ou pas. Il est donc aisé, sur la base des couleurs des cartes, de dire que les nitrates baissent alors que ce n'est pas forcément le cas. De plus, comme sont données des valeurs par rapport à une valeur fixe (1998), un changement de l'indice ne traduira pas immédiatement un changement écologiquement significatif. De plus, une diminution non significative de la valeur de l'indice ne signifie pas pour autant que cette diminution n'est pas importante pour l'écosystème. Enfin, le fait d'utiliser les grands bassins versants donne un vue d'ensemble qui masque peut-être les cours d'eaux qui sont en meilleur (ou pire) état que le grand bassin.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Selon l'évaluation, il est abusif de considérer que les 4 paramètres mesurés, tous potentiellement corrélés, représentent le niveau de pollution des cours d'eau. Il faudrait alors parler de pollution organique uniquement. Il est également précisé dans la fiche ONB que l'échelle territoriale de restitution et le grain de précision sont au niveau de la métropole alors que l'interprétation et les cartes fournies sont faites à l'échelle du bassin versant. Cela rend confuse l'interprétation qui ne correspond pas à l'indicateur.

Les valeurs de l'indicateur sont calculées en fonction des teneurs en polluant de l'année 1998, date de référence. Aucune valeur quantitative n'est toutefois fournie pour 1998, pourtant cela serait utile pour mettre les valeurs de l'indice en regard avec les valeurs de référence des normes de qualité (système d'évaluation de la qualité des cours d'eau - SEQ eau, par exemple).

L'indicateur ne présente pas de valeur cible, mais l'objectif est d'avoir une valeur la plus basse possible.

L'indicateur est fait pour mettre en évidence des pollutions organiques, principalement présentes dans les zones agricoles et urbaines. En revanche, il n'aura que peu de sensibilité, voire aucune, pour les autres types de pollution.

Les pollutions organiques ne couvrent pas tout le territoire et sont extrêmement variables entre les bassins versants. Le niveau des grands bassins versants, qui est l'unité de gestion des milieux aquatiques, serait un bon compromis.

Cet indicateur est plus pertinent sur une échelle intermédiaire. Il peut ainsi permettre de mieux gérer l'environnement à l'échelle du territoire et non au niveau national où il ne donne que des indications de tendance globale et non de gestion. Il sera aussi intéressant d'avoir des indicateurs sur les eaux de surface dans l'outre-mer.

Un changement d'échelle temporelle ou spatiale peut changer la relation de l'indicateur avec le phénomène qu'il décrit. A l'échelle de la métropole, les évolutions spatio-temporelles de l'indicateur sont diluées et donc les variations limitées. A une échelle intermédiaire, cet indicateur doit être beaucoup plus variable, comme le confirment les graphiques de l'évolution des contaminants par bassin versant.

C – Domaine d'interprétation et limites

L'indicateur étant calculé par bassin versant avant d'être agrégé, il est regrettable que l'information bassin versant soit oubliée au profit de l'échelle de la métropole. D'ailleurs, il

subsiste une ambiguïté : dans la partie « définition » de l'indicateur, l'échelle de résolution correspond à la métropole alors que l'indicateur est interprété par bassin versant sur les cartes. L'évaluation s'interroge sur la déclinaison de l'indicateur à ces échelles.

Concernant le calcul, les explications relatives à l'indice chainé utilisé pour l'agrégation des valeurs par bassin au niveau national pourraient être précisées. Il n'est en effet pas indiqué par rapport à quel paramètre le chainage est fait (le nombre de répétition des mesures, la taille du bassin, les valeurs de 1998, etc.). Le calcul d'indice chainé est extrêmement compliqué et très limitant d'un point de vue statistique. Or, la taille des bassins versants est un paramètre stable, la valeur moyenne à cette échelle n'a donc probablement pas besoin d'être corrigée par un chainage.

Il n'y a pas de méthode alternative de calcul. Le calcul est assez intégrateur, il prend en compte les moyennes annuelles pour chaque bassin versant. Toutefois, les tailles des bassins versant retenus avant l'agrégation au niveau national pourraient fortement influencer les résultats de l'indice.

En termes d'amélioration, l'évaluation propose d'utiliser les valeurs moyennes pondérées calculées pour établir cet indice, au lieu de l'indice chainé. Il faudrait également homogénéiser l'échelle du bassin versant mesuré (grand bassin, sous bassin, etc.). Elle recommande de plus davantage de données, notamment pour les zones où elles sont partiales (e.g. Normandie) et d'ajouter l'outre-mer dès qu'il y aura assez de données disponibles.

Les pondérations prévues pour le calcul pourraient également porter sur la surface du bassin versant, et éventuellement la pluviométrie. Il serait peut-être en outre plus pertinent d'y inclure le nombre d'habitants sur le territoire et les surfaces agricoles (base CORINE). De même, la concentration en oxygène et la demande en oxygène sont directement liées à la température. Cette donnée pourrait être inclue dans l'indicateur afin de mieux prendre en compte l'hétérogénéité des bassins versants (nombre d'habitants/km, climat) et leur dynamique temporelle (déplacement des populations, changement climatique).

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme robuste à l'échelle de la métropole. Il n'y a pas de biais induits par les méthodes d'analyse. L'acquisition des mesures et le choix des sites en fonction d'une fréquence minimale de calcul sont appropriés. Il est à noter que le calcul est fait à l'échelle de la métropole, alors que l'interprétation des résultats est faite à l'échelle du bassin versant. Or, à cette échelle, l'évolution de l'indicateur ne prend pas en compte les mouvement de population ou la surface utilisée par les terres agricoles sur un territoire donné. Ainsi, un bassin versant 100% forestier et dépeuplé aura le même poids qu'un bassin 100% agriculture intensive et surpeuplé. Cela n'a pas de sens lorsque l'on s'intéresse aux pollutions organiques. Des biais lors de l'agrégation et surtout lors de l'interprétation (la pollution augmente ou diminue) peuvent intervenir et être importants. L'évaluation soulève ce point car si l'échelle de l'indicateur est la métropole, non sensible aux variations locales, les cartes de l'évolution des teneurs sont quant à elles faites en fonction des bassins versants. Les éventuels biais affectant la robustesse de l'indicateur peuvent venir de données éventuellement manquantes dans les bassins versants de grande taille et de la non prise en compte de la pluviométrie, de l'occupation du sol et de la densité de population et la température de l'eau pour pondérer les résultats. Les données nécessaires sont disponibles et facilement intégrables à l'indicateur. Une fréquence plus importante dans la collecte de données améliorerait la robustesse. Un relevé au moins une fois par saison est nécessaire pour avoir des valeurs robustes, soit 4 par an.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est bonne. Les analyses sur les différents paramètres sont effectuées selon des méthodes normalisées et donnent des

résultats précis sauf sur des valeurs hautes ou basses. En revanche, la valeur de l'indice et ses variations annuelles sont relativement moins précises car elles dépendent des conditions d'échantillonnage et de leur variabilité, même si un traitement statistique est possible. Toutefois, la précision paraît suffisante pour décrire le phénomène considéré (pollution organique des cours d'eau) à une échelle macro-écologique et sur un pas de temps annuel. L'indicateur (avec ses 4 indices) peut être présenté à des échelles fines, notamment au niveau d'un bassin versant, si le nombre d'analyses est suffisant. Des imprécisions peuvent venir du calcul, de l'agrégation des bassins versants, du choix de l'année 1998 comme référence qui pouvait être particulièrement forte ou faible du point de vue des pollutions organiques. Il est relativement aisé de prendre en compte d'autres paramètres à l'échelle du bassin versant ou faire le choix de restreindre le calcul et l'interprétation des résultats à l'échelle de la métropole. Néanmoins, une grille standardisée et des réseaux de surveillance peuvent contribuer à minimiser les risques. Le niveau de précision est approprié pour tracer les variations du phénomène décrit, en prenant en compte la pluviométrie. Les zones manquantes (Nord Ouest, Sud Est) pourront améliorer la précision, de même que l'acquisition de données suffisantes en outre-mer. Comme pour la robustesse, une hausse de la fréquence de collecte des données permettrait d'augmenter la précision. Les bassins versants doivent être échantillonnés au moins 4 fois par an pour avoir une bonne estimation des concentrations annuelles. L'indicateur est intégratif, et comme tout indicateur intégratif, la qualité de ses valeurs reflète la qualité des données de base. La précision peut facilement être augmentée en prenant en compte la pluviométrie au niveau de la métropole.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est faible, celui-ci sert uniquement à donner de grandes tendances au niveau national. La réactivité est faible vis-à-vis de perturbations passagères, la mise à jour des indices étant annuelle. Les paramètres mesurés peuvent évoluer très rapidement, pour des raisons météorologiques ou accidentelles, ce que ne traduira pas l'indicateur national. La sensibilité paraît toutefois suffisante au regard des objectifs d'orientation des politiques publiques. En théorie, un changement de 1% peut être détecté par l'indicateur. L'incertitude de ces mesures est en réalité bien supérieure et les variations climatiques, en termes de pluviométrie par exemple, peuvent fortement influencer ces valeurs. Toutefois, si l'on considère qu'il s'agit d'un indicateur macro-écologique, alors son utilisation peut apporter des informations importantes à l'échelle de gestion des politiques publiques. Il n'y a pas de limite supérieure, en théorie 100% même si cela est impossible car il existe dans la nature des sources naturelles de nutriments. De plus, une demande biologique en oxygène nulle signifierait qu'il n'y aurait plus de microorganisme dans l'eau. L'échelle annuelle ne permet pas à l'indicateur de détecter des événements brefs et extrêmes. Il faudrait envisager de calculer au moins un coefficient de variation annuel autour de la moyenne des indicateurs pour détecter d'éventuels effets saisonniers. Les événements à long terme (plusieurs mois) sont détectables. L'indicateur n'est pas utilisé pour alerter sur des changements inhabituels et n'a pas vocation à l'être. Cela ne peut être modifié tant que l'indicateur reste à l'échelle de la métropole, les changements inhabituels à petite échelle seront dilués dans la masse d'information à l'échelle de la métropole. Le risque est faible que l'indicateur indique un changement qui n'a pas eu lieu. Le fait que l'indicateur englobe 4 paramètres diminue ce risque. Néanmoins, comme cela est mentionné dans la fiche ONB, la pluviométrie peut fausser les résultats. La température de l'eau devrait également avoir le même effet concernant la demande biologique en oxygène. Une année pluvieuse et/ou plus chaude pourrait fausser les résultats. Il paraît peu probable que l'indicateur ne pas révèle pas un changement qui a eu lieu compte tenu de l'échelle spatiale d'appréciation. Il s'agit d'un indicateur composite, il agglomère les résultats de 4 paramètres, indépendants chimiquement mais dans les faits souvent associés dans l'écosystème. Les indicateurs nitrate, ammonium sont corrélés puisqu'ils sont en équilibre dans le milieu en fonction du pH, de la concentration en oxygène et de la température. Il pourrait être envisagé de compléter ou pondérer l'indicateur par un autre basé sur ces paramètres. La DBO5 est également très

fortement corrélée à la concentration en nutriments et enfin les orthophosphates sont aussi très souvent corrélés aux autres nutriments. L'indicateur sera sensible à toutes les échelles territoriales, car les paramètres réagissent directement sur la flore et la faune dans l'écosystème quelque soit l'échelle. Néanmoins, l'indicateur est calculé au niveau national, il n'est pas assez sensible pour prendre en compte les changements à petite échelle (sous bassins). Il pourrait toutefois être sensible à l'échelle d'un bassin versant.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme étant fiable. Des précautions sont néanmoins à prendre par rapport à des effets climatiques et pollutions ponctuelles, l'indicateur permet de montrer des tendances pluriannuelles. Il pourrait éventuellement y avoir un décalage entre les sources de pollution et les taux de pollution mesurés dans l'eau car la moyenne annuelle basée sur quelques mesures peut ne pas mettre en évidence de fortes pollutions ponctuelles. Comme cela a été dit précédemment, augmenter la fréquence de collecte de données, voire réaliser des mesures en continu, permettrait de fortement augmenter la fiabilité de l'indicateur. Les valeurs devraient être pondérées par la taille du bassin versant pour permettre les comparaisons ainsi que l'agrégation.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, les teneurs en nutriments et en BOD ont un impact très fort sur la biodiversité. Il y a un lien de cause à effet entre la baisse de l'oxygène dissout, l'augmentation des nutriments (nitrate, ammonium orthophosphate) et l'érosion de la biodiversité. Les effets peuvent être directs (effets toxiques) ou indirects (disparition de proies ou de ressources nutritives). L'indicateur est basé sur la concentration en nutriment et les nutriments sont souvent considérés être à la base de tout fonctionnement de l'écosystème, il a un lien direct avec le fonctionnement de l'écosystème. L'indicateur a également un lien avec les services écosystémiques, l'augmentation des nutriments va en effet fortement les affecter en réduisant notamment la capacité de stockage et d'épuration des milieux aquatiques. L'indicateur représente avant tout des objectifs politiques et économiques pour la gestion durable des milieux aquatiques. Cet indicateur est très adapté pour la mesure de la pollution par des macronutriments des cours d'eau, il sera intéressant de le mettre en lien avec les autres indicateurs de la pollution des eaux de surface, tels que les produits phytosanitaires ou les xénobiotiques. L'indicateur « Qualité écologique des eaux de surface » est sûrement plus approprié pour faire le lien entre la qualité biologique des cours d'eau et la biodiversité.
- **Données** : Le tableau de données est très simple. Il manque un indicateur de fiabilité de la corrélation entre la date et les paramètres (un R ou une probabilité) car la variance expliquée pour les nitrates est faible, en particulier parce que la dispersion autour de la droite de régression a fortement augmenté au cours des dernières années et il est difficile pour le lecteur de voir si les 6% de baisse sont significatifs ou pas. Il sera très intéressant de disposer des mêmes indicateurs pour l'outre-mer. Aucun changement spatial ou temporel n'est prévu pour cet indicateur en l'état actuel. Le même protocole devra s'appliquer si un développement vers l'outre-mer est réalisé : échantillonner au moins 4 fois par an même si les saisons sont moins marquées et/ou que deux saisons sont présentes dans les régions tropicales. Un même protocole permettra de comparer les valeurs. Il n'y aura pas d'erreur ou de biais tant que les données sont pondérées par la taille du bassin versant et la pluviométrie.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation partage les avantages et limites présentés dans la fiche ONB. Elle insiste sur le fait que 4 paramètres « *emblématiques de l'état physico-chimique des cours d'eau* » sont retenus pour le calcul de l'indicateur. Or, cela est très réducteur car n'est concernée qu'une petite partie des pollutions et très peu sur l'état physico-chimique des cours d'eau qui peut fortement varier pour d'autres raisons : par exemple, l'acidification, la salinisation, la température de l'eau. De plus, le rôle primordial des conditions physiques et des habitats qui est plus important que la concentration en

nutriment pour caractériser l'état physico-chimique des cours d'eau, telle que la vitesse du courant, est négligé.

L'évaluation propose d'ajouter une autre limite, qui est que les données étant annuelles et recueillies à l'échelle de la métropole, elles ne permettent pas de prendre en compte des pollutions ponctuelles et locales.

En termes de développements, l'évaluation suggère l'automatisation de la collecte des données pour renforcer la robustesse et une déclinaison de l'indicateur à des échelles géographiques plus petites afin de pouvoir l'utiliser comme outil de gestion. Elle recommande également de prendre en compte les variations climatiques interannuelles (pluviométrie et température).

L'intégration de données sur les micro-polluants pourrait renforcer l'indicateur. Il conviendrait d'ajouter dans le titre « macronutriments et matière organique », l'intitulé actuel laisse penser que tous les polluants sont pris en compte ce qui n'est pas le cas. Une meilleure acquisition de données dans les zones faiblement échantillonnées est aussi encouragée.

Par ailleurs, plus l'outil sera décliné à une échelle spatiale fine et plus il sera possible de l'utiliser pour des politiques de gestion à l'échelle des territoires. L'évaluation recommande une déclinaison à l'échelle de grands bassins versants.

La précédente évaluation avait préconisé quatre modifications : (1) modifier le titre en introduisant la notion de pollution organique; (2) augmenter la fréquence des analyses et de faire un traitement statistique permettant de détecter d'éventuels effets saisonniers; (3) prévoir un ajustement de la valeur de la DBO en fonction de la température puisqu'il dépend de celle-ci et aborder de façon spécifique la variabilité des paramètres liée aux précipitations; (4) prendre en compte la densité humaine sur le bassin versant. Malheureusement, aucune de ces préconisations n'a été prise en compte, à l'exception des précipitations.

Référencement

Piscart, C., Rochelle-Newall, E. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Evolution de la pollution des cours d'eau ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DES RÉCIFS CORALLIENS

Pourcentage des stations de suivis des récifs coralliens dans les outre-mer français dont le recouvrement en corail vivant est stable ou en augmentation

Code indicateur
SNB-B06-12-SC01
Évaluation FRB- i-BD² : N° 19

Évaluation réalisée par
Mehdi Adjeroud
Camille Mellin
Laurent Wantiez

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
16 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Première évaluation

Selon l'évaluation, l'indicateur, en donnant une valeur pour l'ensemble de l'outre-mer, n'est pas représentatif. Il ne prend en compte actuellement que les stations incluses dans son calcul et ne renseigne pas sur l'évolution de l'état des récifs. L'évaluation souligne l'importance d'homogénéiser, autant que faire se peut, les protocoles d'échantillonnage. Les plans d'échantillonnage sont ici d'une importance majeure et doivent être représentatifs et validés.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur s'inscrit dans l'orientation stratégique B de la SNB « Protéger la biodiversité et préserver sa capacité à évoluer », même s'il apparaît très restrictif par rapport à cette orientation assez large et ambitieuse. L'indicateur est plutôt destiné à renseigner sur l'état de santé général des récifs coralliens à échelle de l'ensemble de l'outre-mer, au travers de la variabilité temporelle de la couverture en corail vivant.

L'indicateur est pertinent pour l'objectif B6, il ne l'est pas pour répondre à B4, ou seulement dans sa composante habitat, nécessaire au maintien des populations. En effet, il ne renseigne pas sur les tendances par espèce ni sur les fonctions et services de l'écosystème corallien.

L'intitulé de l'indicateur correspond à sa description. Toutefois, l'intitulé est général et implique de multiples facettes que l'indicateur seul ne recouvre pas. Par exemple, la couverture en corail vivant n'est pas synonyme de l'état des récifs (elle ne prend pas en compte la diversité spécifique), ce n'en est qu'un aspect. Cet indicateur n'est pas assez précis et fin pour véritablement suivre l'évolution de l'état des récifs coralliens.

La phrase présentant la valeur de l'indicateur est correcte, tant que la mention « des stations » est bien présente. En effet, les stations analysées en global ne sont pas forcément représentatives de l'évolution globale des récifs coralliens français. Pour que le soit le cas, il faut qu'elles reposent sur un plan d'échantillonnage validé à l'échelle globale, ce qui n'est pas le cas pour la valeur globale donnée. En revanche, le résultat peut être représentatif en local s'il s'appuie sur un plan d'échantillonnage correct. Par ailleurs, comme le souligne le texte sous-jacent, la valeur souffre de nombreuses limites (forte hétérogénéité des valeurs ayant conduit à cette moyenne, nombre de stations

impliquées dans son calcul, etc.) et n'est finalement pas très informative. L'évaluation précise enfin que dans certains cas (« phase shifts » en anglais), il n'y a pas reprise de la colonisation en corail, les algues colonisent le substrat et la colonisation corallienne est impossible.

La valeur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance. Il est impératif à l'échelle globale de relier l'indicateur aux stations et non à un état général des récifs. Cet indicateur utilisé à l'échelle locale sur la base d'un plan d'échantillonnage validé ne pose pas de problème. A l'échelle globale, il doit évoluer pour avoir un sens : intégrer une pondération en fonction de la superficie des récifs dans les différentes collectivité et surtout s'assurer que les plans d'échantillonnages des différentes collectivités sont comparables (typologie des récifs, sous-unité géomorphologique, profondeur, etc.). Il est en outre toujours préférable d'associer à une moyenne la taille et la variabilité intra-échantillon. L'intervalle donné ici est celui de la valeur minimale-valeur maximale, alors que sont données en général les valeurs de l'intervalle de confiance à 95%. L'évaluation suggère un intervalle de confiance à 95%, qui permettrait d'exclure les valeurs les plus extrêmes et améliorer la représentativité de l'indicateur. Cette procédure permettrait d'obtenir des valeurs plus parlantes (par exemple, le minimum de 29% ne concerne qu'une seule station).

Les illustrations correspondent au message général de l'indicateur. Si l'ajout de l'intervalle de confiance (ou écart-type) des valeurs est retenu, il faudrait envisager un autre type d'illustration (graphe avec barres d'erreur ou boîte à moustaches par exemple). L'évaluation remarque que la photo de l'illustration montre davantage de poissons que de coraux.

Un biais de visualisation est possible si les stations ne sont pas représentatives. En outre, un grand nombre ou une grande diversité de poissons suggère un récif corallien en bonne santé, ce qui n'est pas nécessairement le cas si on se base sur l'indicateur.

L'interprétation de la valeur peut être sujette à erreur, comme pour tout indicateur relatif (tendance). Une station qui passe de 80% à 70% de couverture corallienne et une autre de 10% à 5% seront classées dans la même catégorie alors que les conséquences en termes de dégradation de l'habitat, donc de l'écosystème, ne sont aucunement comparables. De plus, l'essentiel des stations est en état stable, pas en augmentation. Ce sont deux tendances très différentes d'un point de vue écologique, or l'indicateur ne les distingue pas. Il ne considère pas non plus les différences entre collectivités d'outre-mer (COM), la tendance en Polynésie est par exemple à la diminution (10 stations sur 14!). Enfin, l'indicateur ne renseigne pas sur l'importance des augmentations (ou diminutions) et ne définit pas non plus ce qu'est un état « stable ». En effet, les valeurs d'une année sur l'autre ne sont jamais exactement les mêmes, l'évaluation s'interroge dès lors sur le critère utilisé pour distinguer un état stable d'une augmentation ou une diminution.

L'évaluation insiste sur trois points fondamentaux : la nécessité de toujours faire référence au plan d'échantillonnage ; l'utilisation d'autres indicateurs complémentaires ; et la difficulté des interprétations à l'échelle globale qui nécessitent des contraintes fortes pour être validées.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Selon l'évaluation, il s'agit d'un indicateur robuste mais grossier. Généralement, il ne permettra pas de détecter un impact dans sa phase initiale. La définition n'est de plus pas très claire, une étape est manquante après « pour chaque station, la tendance évolutive du recouvrement en corail vivant est analysée ». Il faut en effet décrire l'étape qui consiste à classer la tendance de chaque station (état stable, augmentation, diminution) avant d'agréger les données recueillies pour toutes les stations.

Aucune valeur particulière n'est associée à l'indicateur. Néanmoins, avec les années et l'accumulation de données supplémentaires, il serait intéressant d'associer à la valeur actuelle la valeur sur une période précédente, ce qui permettra d'être plus informatif quant à l'évolution de l'indicateur. Si cet indicateur doit conserver sa simplicité, il doit impérativement être complété par d'autres plus spécifiques portant sur la diversité des formes coralliennes et leurs évolutions. Pour les stations en régression, il serait aussi intéressant de compléter par un « degré » de chute (par exemple : > 10% ; 10-25%;

25-50% ; 50-75% ; > 75%, ces seuils sont à valider) et un lien à l'état initial. L'évaluation suggère également un indicateur sensiblement différent : l'évolution moyenne de la couverture corallienne, en pourcentage et par an (par exemple, +10% / an pour une augmentation, -10% pour une diminution). Le fait que les valeurs initiales diffèrent entre stations ne poserait pas de problème. Cela prendrait en compte l'importance (magnitude) des augmentations/diminutions à chaque station et permettrait une meilleure comparaison avec d'autres rapports et travaux scientifiques .

Idéalement, la valeur cible de l'indicateur serait « 100% des stations en état stable ou en augmentation ». Cet objectif reste néanmoins peu réaliste, une partie des « diminutions » de la couverture corallienne étant due à l'impact de perturbations « naturelles » contre lesquelles il est très difficile d'agir. Des valeurs cibles pourraient également être définies localement par type de récif, par exemple « le tombant des pentes externes des récifs barrières sous le vent à 10 mètres de profondeur de Nouvelle-Calédonie ».

L'indicateur est pertinent selon le contexte ou type de récif, une augmentation ou un état stable sont en effet deux contextes totalement différents. Il est très pertinent à l'échelle locale. Par exemple, pour un récif qui subirait de nombreuses perturbations et où la couverture corallienne aurait beaucoup chuté pendant quelques années, une diminution qui ne serait que légère l'année suivante serait un bon signal, celui d'une tendance qui va peut-être s'inverser. Or, l'indicateur le classifiera toujours comme « diminution ».

L'échelle territoriale de restitution et le grain de précision d'échelle ne sont pas adéquats. L'indicateur tel que formulé actuellement recouvre des situations locales très hétérogènes qui n'apparaissent plus lors du calcul d'une moyenne nationale. Il faudrait peut-être plus pertinent de considérer différentes régions biogéographiques (par ex. Océan Indien vs. Pacifique, etc.). Il est bien connu que les phénomènes tels que El Nino, responsables par exemple de blanchissement corallien ou de cyclones, ont une influence spécifique sur chaque région. L'échelle locale reste la plus pertinente. Pour que les autres échelles le soient, les plans d'échantillonnages doivent être validés (représentativité des récifs et pondération).

Un changement d'échelle peut avoir une incidence sur la pertinence de l'indicateur. L'indicateur est très dépendant des échelles spatiales et temporelles de son calcul, ce qui peut influencer son adéquation avec les objectifs et les contextes. Tout dépend en outre du plan d'échantillonnage qui, quand il est justifié, est élaboré en fonction de questions spécifiques et donc d'échelles prédéfinies.

Le changement d'échelle peut aussi influer sur la relation entre l'indicateur et le phénomène décrit. Les échelles peuvent être différentes pour suivre les impacts d'une perturbation majeure et identifiée (cyclone, acanthaster, etc.) ou des phénomènes globaux (changement climatique). Certains phénomènes (e.g. blanchissement, cyclone) peuvent impacter les données à l'échelle de la région biogéographique mais pas globale, ils ne seront donc pas forcément capturés par un indicateur regroupant toutes les COM.

De manière générale, le plan d'échantillonnage doit être adapté aux échelles d'étude.

C – Production de l'indicateur

L'évaluation rappelle que ses commentaires sont faits à partir des données analysées, et que celles-ci ne reflètent pas la réalité de ce qui est disponible dans les collectivités d'outre-mer. Cela laisse penser que certains territoires sont en retard par rapport à d'autres. Or, il existe des séries temporelles beaucoup plus complètes que ce qui est indiqué, concernant la Nouvelle-Calédonie par exemple. Il faut dès lors absolument spécifier qu'il n'y a pas eu de bilan exhaustif de ce qui existe en terme de données. Par ailleurs, davantage de détails seraient utiles, notamment dans la partie analyse statistique et sur le type de coraux considérés.

Une seule méthode de calcul de la valeur de l'indicateur est donnée. Celle-ci pourrait être améliorée selon l'évaluation. Par exemple, le nombre minimum de réplicats par station à chaque passage n'est pas précisé, les années ou le nombre d'années non plus (!). Concernant la période pour laquelle l'indice a été calculé, le pas de temps indiqué est de 2 à 5 ans, or la section statistique stipule que seul l'effet « année » a été analysé et non pas la valeur des années, ce qui est sensiblement différent et peut mener à des erreurs.

Comme suggéré dans la description de l'indicateur, l'évaluation suggère d'augmenter le nombre de stations et la taille des séries temporelles dans le calcul de l'indicateur. En outre, elle propose des modèles plus robustes, qui tiennent compte des années (ou pas) et de la structure hiérarchique des données (par exemple, le fait que plusieurs stations d'une même collectivité ne sont pas indépendantes). Le modèle statistique utilisé dans le cas présent est trop simpliste. Selon l'évaluation, les principales améliorations possibles ne se situent pas au niveau du calcul de l'indicateur mais du plan d'échantillonnage. Elle propose une approche par pseudo-réplicats qui permet de prendre en compte la variabilité spatiale des récifs plus efficacement pour un même effort, puis d'utiliser des modèles en blocs multifactoriels pour tester les différences. Passer d'un plan d'échantillonnage répliqué par station à un plan stratifié (pseudo réplication par strate) augmenterait significativement la puissance de l'indicateur pour un effort d'échantillonnage fixe. L'utilisation d'un modèle en bloc fait intervenir la station comme un facteur hiérarchisé, en plus du temps et de la strate. Par ailleurs, la validité des plans d'échantillonnage est essentielle car ce sont des pourcentages qui sont analysés. Cette technique est beaucoup plus efficace et puissante que de répliquer les stations. Elle est également largement supérieure en terme de coûts/bénéfices.

Il n'y a pas de pondération dans le calcul actuel. Celle-ci est essentielle pour produire un indicateur global. Elle est néanmoins complexe car elle nécessite une typologie de tous les types de récifs dans chaque collectivité, leur importance relative et des résultats représentatifs pour chaque type de récif dans chaque collectivité. Selon l'évaluation, il serait plus pertinent et informatif de calculer l'indicateur à l'échelle des localités/régions avant de le faire à l'échelle nationale. Ce calcul serait plus pertinent car c'est essentiellement à l'échelle locale que l'évolution, en lien avec les facteurs environnementaux locaux, s'opère. Par ailleurs, ce type de modèle doit normalement comporter un effet aléatoire pour chaque collectivité et pour chaque année, afin de prendre en compte le fait que des stations d'une même collectivité ou observations d'une même année ne sont pas indépendantes. Cette considération est négligée dans le modèle actuel, il faudrait utiliser un GLMM plutôt qu'une ANOVA (voir Sequeira et al, 2013). La variable utilisée dans ces modèles peut être remplacée par la couverture corallienne.

Les problèmes inhérents au calcul et les points critiques sont le plan d'échantillonnage (de quoi l'indicateur est-il représentatif), le modèle d'analyse des évolutions (comment prendre en compte au mieux l'hétérogénéité du milieu) et le pas de temps variable (2 à 5 ans) qui n'est pas considéré comme tel. Il serait préférable de calculer pour chaque station un taux d'évolution par année (par exemple, +10% /an) puis d'agréger cette valeur à l'échelle nationale ou par région biogéographique.

D – Analyse de l'indicateur

L'évaluation formule globalement les mêmes commentaires concernant la robustesse, la précision, la sensibilité et la fiabilité de l'indicateur, les difficultés ne se posant pas au niveau de l'indicateur mais sur la façon dont il est renseigné.

- **Robustesse :** L'indicateur est robuste si l'échantillonnage est adéquat. Une agrégation de stations de différentes origines nécessite de valider leur représentativité à l'échelle globale. Une importante limite de l'indicateur est donc sa représentativité, il ne représente actuellement que les stations inclues dans son calcul, sans donner de précision sur l'évolution des récifs. Or, en fonction du nombre de stations et de l'étendue de leur série temporelle, la valeur de l'indicateur peut varier fortement. L'intérêt de l'indicateur serait pourtant de pouvoir mesurer une faible évolution (5% d'augmentation de stations en bon état est un résultat « significatif »). D'autres biais existent. Ils sont liés au nombre de réplicats et d'observations, ainsi qu'au pas de temps entre les observations (variable selon les stations, de 2 à 5 ans). Afin de réduire ces biais, l'évaluation propose d'envisager deux niveaux d'échantillonnages compatibles : l'échelle locale et l'échelle globale, le second niveau ne devant en aucun cas contraindre le premier. Elle suggère également d'homogénéiser les données sources (nombre de stations, taille des séries temporelles) lors du calcul de l'indicateur d'une année à l'autre, ainsi que d'exprimer toutes les tendances par an. Elle propose des modèles plus robustes tenant compte de la nature hiérarchique des données (e.g. non indépendance des stations d'une même collectivité et des observations d'une même année).

L'évaluation recommande d'éviter de présenter un indicateur global et encourage à raisonner par collectivité après validation d'un plan d'échantillonnage local. Elle recommande également de mieux décrire chaque étape de préparation des données sources et d'analyse des données. Le changement d'intervalle de temps dans la collecte de données peut biaiser le calcul de l'indicateur et son interprétation (la notion de stabilité ou d'augmentation est fonction de l'échelle temporelle). Il conviendrait d'homogénéiser les données à la base du calcul de l'indicateur, en ne gardant par exemple que les séries temporelles interannuelles. Afin de prendre en compte des phénomènes catastrophiques (perturbations) et globaux (changement climatique), un échantillonnage annuel toujours effectué à la même saison peut être envisagé. Le pas de temps annuel devrait s'accompagner de données agrégées sur différents pas de temps (par ex. 1, 3, 5 ans) pour refléter les tendances à plus ou moins long terme. L'indicateur peut ne pas être aussi robuste à toutes les échelles de territorialisation, cela dépend du plan d'échantillonnage et le nombre de stations disponibles varie énormément d'une collectivité à l'autre. L'échelle spatiale influence sa robustesse puisqu'une moyenne nationale est réalisée in fine. Pour cette raison notamment, il serait plus pertinent et informatif de calculer l'indicateur à l'échelle des localités/régions, avant de le faire à l'échelle nationale.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est faible et doit être améliorée. En général, les imprécisions se situent au niveau des données et proviennent d'un plan d'échantillonnage inapproprié. L'indicateur est une moyenne nationale de l'évolution du recouvrement en corail vivant mesurée au sein de stations de suivi implantées dans les récifs des COM/DOM. Or, les techniques et protocoles d'échantillonnage sont assez hétérogènes entre ces stations, notamment en ce qui concerne le nombre de réplicats, ce qui peut entraîner un manque de précision pour cet indicateur. En effet, le taux de couverture corallienne est évalué visuellement ou mesuré par des observateurs différents et en utilisant des méthodes différentes selon les collectivités. De plus, la quantité de données disponibles ainsi que leur pas de temps varient fortement d'une collectivité à l'autre, ce qui reste cependant très difficile à éviter mais peut être amélioré grâce à des modèles mixtes comportant des effets aléatoires (GLMM). Le niveau de précision n'est pas suffisant pour tracer les variations du phénomène, cela dépend notamment des collectivités. Par exemple, seules 4 stations ont été utilisées pour l'analyse de Wallis & Futuna, soit une faible représentativité. Il faudrait savoir exactement ce qui est fait dans chaque collectivité. Augmenter la quantité de données et standardiser les protocoles au maximum semblent être les meilleurs moyens d'améliorer la précision. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes aurait une incidence sur la précision de l'indicateur. Il y a moins de problème entre l'inter-annuel et l'annuel. En revanche, il faut faire attention dès que l'on passe au saisonnier de ne pas comparer des saisons différentes, notamment pour les récifs où les développements d'algues sont saisonniers. L'homogénéisation des protocoles d'échantillonnage peut réduire ce biais. Un pas de temps annuel est adapté, avec des données collectées à la même saison puis agrégées sur différents pas de temps pour refléter les tendances à plus ou moins long terme. La précision de l'indicateur dépend de l'échelle spatiale. Une moyenne nationale, telle que retenue à l'heure actuelle, basée sur des données/protocoles hétérogènes, n'est pas compatible avec une grande précision. La précision dépend également de la stratégie d'échantillonnage qui est généralement définie pour une échelle donnée.
- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est limitée et doit être améliorée. Dans la mesure où l'indicateur présente une moyenne nationale de l'évolution du recouvrement en corail vivant mesurée dans des stations de suivi réparties dans les 3 océans, il ne pourra pas déceler un changement significatif à l'échelle locale. Le fait d'avoir un indicateur par station permettrait d'augmenter la sensibilité de la mesure de l'évolution de l'état des récifs. En outre, il n'est pas précisé à partir de quel seuil l'on passe d'un état stable à une augmentation. Enfin, le plan d'échantillonnage a aussi une incidence sur l'indicateur. Les grands changements seront mis en évidence par l'indicateur, il n'y a pas de limite supérieure. L'indicateur ne détectera pas les événements brefs et extrêmes, sous réserve d'un plan

d'échantillonnage adapté. Dans la mesure où le suivi du recouvrement corallien est interannuel (une campagne de mesure par an) et que la recolonisation/résilience des récifs est longue, les événements ponctuels et intenses tels que les cyclones peuvent être mis en évidence. Néanmoins, comme l'indicateur est une moyenne nationale de cette évolution, cette détection risque d'être diluée et peu perceptible. Par ailleurs, un pas de temps de 5 ans ne reflètera probablement pas l'effet d'un épisode de blanchissement survenu après la première observation, car le corail aura certainement recolonisé le substrat dans l'intervalle. En matière de données, la méthodologie est simple mais une formation est nécessaire, les problèmes sont généralement issus d'un échantillonnage inadapté. Ici, les données ont visiblement été filtrées correctement pour éliminer ce type d'erreur (par exemple stations déplacées ou nombre de suivis insuffisant). Dans sa formulation actuelle, l'indicateur ne peut pas être utilisé pour détecter des changements inhabituels qui s'opèrent le plus souvent à l'échelle d'une région/station. Il pourrait toutefois détecter de tels changements à l'échelle de la région biogéographique et à partir du moment où le plan d'échantillonnage est adapté. L'indicateur peut indiquer un changement qui n'a pas eu lieu si le plan d'échantillonnage est inadapté et si le protocole ou le nombre de stations changent au cours du temps. Cela n'arrivera cependant pas si le protocole est standardisé. Selon l'évaluation, l'indicateur peut ne pas détecter un changement qui a eu lieu. Le mode de calcul de l'indicateur fait qu'un changement significatif à l'échelle locale ne sera pas forcément perceptible. Il en va de même si le pas de temps entre deux suivis est trop important et si la couverture corallienne a le temps de chuter (suite à une perturbation) puis de ré-augmenter avant le suivi suivant. L'indicateur présente la moyenne nationale des évolutions locales. Une évolution locale significative peut donc passer inaperçue dans l'examen de l'indicateur « national ». Le pourcentage est lié au plan d'échantillonnage et donc à la représentativité des stations. Par ailleurs, il n'est pas précisé quelles espèces de coraux sont prises en compte. Il semble que les coraux mous, souvent signe d'une écosystème dégradé car ils recolonisent le substrat plus vite que les coraux durs (de type Acropora), ne sont pas pris en compte. La sensibilité de l'indicateur n'est pas la même selon l'échelle territoriale. Tel que calculé actuellement, l'indicateur est fortement dépendant du nombre de stations par localité. C'est pour cette raison qu'il conviendrait d'homogénéiser le nombre de stations par localité/région et en fonction de la superficie des récifs, avant d'effectuer la moyenne à l'échelle nationale.

- **Efficacité / Fiabilité** : La fiabilité de l'indicateur est satisfaisante pour suivre l'évolution générale de l'état des récifs, mais pas pour répondre aux orientations stratégiques et aux objectifs de la SNB. Il est peu probable que l'indicateur ne varie pas dans le même sens que le phénomène décrit, à moins que le pas de temps soit mal contrôlé (effet saisonnier). Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes aurait une incidence sur la fiabilité de l'indicateur, notamment si une perturbation survient dans l'intervalle : le recouvrement va d'abord chuter puis ré-augmenter, cette augmentation ira alors dans le sens inverse du phénomène décrit (perturbation). Comme évoqué précédemment, il conviendrait d'homogénéiser les données sources, avec un suivi interannuel du recouvrement corallien. L'indicateur sera plus fiable à l'échelle locale. Des tendances inverses ne seront pas forcément détectées après avoir été agrégées à l'échelle nationale.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien indirect avec la biodiversité, il est un « proxy » de l'état de l'habitat. Le corail représente l'habitat essentiel de nombreuses espèces récifales dont poissons, invertébrés benthiques, etc. L'indicateur est essentiellement destiné à renseigner sur l'évolution de l'état de santé générale de récifs, il ne concerne pas directement l'évolution de la biodiversité de ces écosystèmes. L'indicateur a un lien direct avec le fonctionnement des écosystèmes : un recouvrement corallien élevé sous-tend une diversité récifale accrue et une meilleure résilience face aux perturbations. Il a un lien indirect avec les services écosystémiques, une diversité récifale élevée est liée à des rendements de pêche supérieurs, un intérêt touristique majeur, etc. Les coraux étant une source de nourriture et d'habitat pour de nombreuses espèces, dont les espèces d'intérêt commercial par exemple, leur diversité et l'abondance dépendent en grande partie de la vitalité corallienne. L'indicateur représente l'état de l'habitat des espèces, ainsi qu'une forme de biodiversité

spécifique et écosystémique, donc un indice d'état de santé des écosystèmes récifaux, très utilisé par d'autres organismes (inter)gouvernementaux tels que l'UICN. Si l'objectif est aussi de « préserver les espèces et leur diversité », un indicateur complémentaire et spécifiquement dédié à cet objectif devra être mis en place. Il pourrait s'agir de suivre l'évolution des principaux taxons coralliens, et notamment les plus menacés (l'identification spécifique étant complexe chez les coraux, la diversité génétique serait plus appropriée). Par ailleurs, il faudrait au moins s'assurer que l'indicateur ne concerne que les coraux durs. Idéalement, il pourrait être intégrée une mesure de la diversité en corail, en plus de la couverture corallienne. Enfin, comme cela a été suggéré précédemment, il serait souhaitable d'exprimer la tendance moyenne évolutive du recouvrement corallien (pourcentage) plutôt que le nombre de stations en augmentation.

- **Données** : La qualité de l'indicateur dépend étroitement de celle des données sources collectées à chaque station de suivi du recouvrement en corail vivant. Les données utilisées sont incomplètes par rapport à ce qui existe dans les collectivités, et un indicateur global est donné sans aucune réflexion sur ce que ces stations représentent. Des renseignements sur l'échelle spatiale de chaque zone d'étude (e.g. superficie des récifs dans la collectivité concernée, distance moyenne entre deux stations) seraient utiles. Un changement d'échelle spatiale ou temporelle devrait s'accompagner d'une redéfinition des plans d'échantillonnage de chaque collectivité et d'une pondération pour être représentatif à l'échelle globale. Dans la mesure du possible, il convient de retenir, pour le calcul de l'indicateur, uniquement les données issues de protocoles d'échantillonnage relativement homogènes en termes de réplicats (« taille » et fréquence des séries temporelles, etc.). Concernant un changement d'échelle spatiale, l'évaluation rappelle que la collecte des données se fait à l'échelle locale pour répondre à des problématiques locales. Il est essentiel que cela continue. Si des données supplémentaires sont nécessaires pour l'échelle globale, celles-ci doivent être acquises en plus et financées par ailleurs par ce niveau global. Des biais peuvent intervenir, en particulier s'il existe des différences dans le niveau d'expertise des observateurs.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation indique que les différences entre collectivités incluent aussi des différences dans la géomorphologie des récifs, ce qui devrait être pris en compte via par exemple un échantillonnage stratifié. Ainsi, certains récifs comporteront un platier, un lagon (avec éventuellement pinacle corallien) et récif barrière ; chacune de ces zones est impactée par une perturbation donnée de manière différente.

L'évaluation formule un certain nombre de propositions d'améliorations et de développement de l'indicateur.

Elle préconise de ne pas changer d'échelle spatiale de manière « automatique » et insiste sur les plans d'échantillonnages et leur représentativité locale, ainsi que sur le raisonnement nécessaire avant agrégation à une échelle supérieure. Elle suggère également de changer de modèle statistique et de passer à un modèle multifactoriel en bloc, qui permettrait en outre de prendre en compte les changements d'échelle. Selon elle, le « succès » de l'indicateur repose essentiellement sur la qualité des données sources. Dans ce contexte, il conviendrait de s'assurer de l'homogénéité des données, en terme de protocoles d'échantillonnage (nombre de réplicats, fréquence des suivis) et de taille des séries temporelles. Comme évoqué précédemment, il conviendrait de travailler avec un indicateur à l'échelle locale/régionale, quitte à le synthétiser dans un deuxième temps à l'échelle nationale.

Par ailleurs, comme pour tout indicateur, certains aspects mériteraient d'être analysés de manière plus approfondie, par exemple le biais lié aux différents observateurs d'un même suivi. Un indicateur complémentaire spécifiquement dédié au suivi de la diversité des espèces et de leur préservation (cf. orientation/objectifs SNB) devrait être testé. Une déclinaison de la mesure pour différentes formes coralliennes pourrait aussi être envisagée.

En termes de données, le plan d'échantillonnage doit être stratifié et élaboré en fonction de la typologie des récifs, à chaque échelle spatiale. L'acquisition de données

supplémentaires sur les facteurs à l'origine des changements significatifs (cyclones, blanchissements, invasions de prédateurs) pourrait améliorer l'analyse et l'interprétation de l'indicateur. L'acquisition de plus de données (sites et/ou réplicats) dans les collectivités d'outre-mer qui en disposent le moins permettrait de rééquilibrer l'échantillonnage.

L'évaluation propose une réflexion sur la représentativité de la valeur de l'indicateur en fonction des données utilisées. Selon elle, comme pour tout indicateur basé sur des séries temporelles, il conviendrait de s'assurer de la qualité des données collectées au fil des suivis, de leur bancarisation, et cela de manière régulière. Une déclinaison de l'indicateur pour chaque COM est également suggérée.

Enfin, il conviendrait de s'assurer, en partenariat avec les tous les acteurs impliqués dans la gestion et la conservation des récifs, que cet indicateur réponde bien à leurs objectifs.

F - Bibliographie des évaluateurs

De'ath G., Fabricius K.E., Sweatman H., Puotinen M. (2012) The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 109: 17995-17999.

English S., Wilkinson C., Baker V. (1997) Survey manual for tropical marine resources. Australian Institute of Marine Science, 390 pp.

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

Gill J.A., Gardner T.A., Watkinson A.R. (2005) Measuring coral reef decline through meta-analyses. Philosophical Transaction of the Royal Soc.iety B, doi 10.1098/rstb.2004.1591.

Mellin C, MacNeil MA, Cheal A, Emslie M, Caley MJ (2016) Marine protected areas increase resilience among coral reef communities. Ecology Letters 19: 629-637. DOI: 10.1111/ele.12598.

Musso B.M., Inglis G.J. (1998) Developing reliable coral reef monitoring programs for marine tourism operators and community volunteers. CRC Reef Research Centre Technical Report No. 24. Townsville, CRC Reef Research Centre, 134 pp.

Osborne K., Dolman A.M., Burgess S.C., Johns K.A. (2011) Disturbance and the Dynamics of Coral Cover on the Great Barrier Reef (1995-2009). Plos One 6: 1-10.

Pante E., Dustan P. (2012) Getting to the point: accuracy of point count in monitoring ecosystem changes. Journal of Marine Biology ID802875, 7 pp.

Price A.R.G., Keeling M.J., Stewart I.N. (2007) A robustness metric integrating spatial and temporal information: application to coral reefs exposed to local and regional disturbances. Marine Ecology Pogress Series 331: 101-108.

Sequeira A., Mellin C., Delean S., Meekan M., Bradshaw C. (2013) Spatial and temporal predictions of inter-decadal trends in Indian Ocean whale sharks. MEPS 478: 185-195.

Référencement

Adjeroud, M., Mellin, C., Wantiez, L. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Evolution de l'état des récifs coralliens ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ONB Observatoire National de la Biodiversité

ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DES ZONES HUMIDES

Proportion de zones humides au sein d'un échantillon national dont l'évolution est stable ou en amélioration en termes d'étendue et d'état des milieux humides qu'elles abritent

Code indicateur
SNB – B06-12-EZH1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 20

Évaluation réalisée par
Christophe Cudennec
Matthieu Guillemain
Un expert anonyme

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
6 juillet 2016

Objectifs
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

Objectifs secondaires
B4 - Préserver les espèces et leur diversité ;

B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés ;

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de l'évaluation précédente. Elle recommande d'apporter des précisions, notamment quant aux notions utilisées et au calcul de l'indicateur. Elle souligne la dépendance de l'indicateur aux dires d'experts et formule un certain nombre de propositions d'amélioration.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur correspond à la proportion de sites dont l'évolution est estimée comme étant « stable » ou « en amélioration » entre 2000 et 2010. Ces sites sont majoritairement composés de milieux humides et représentent jusqu'à 162 sites métropolitains et 44 sites ultramarins.

L'indicateur s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » de la SNB. Il est pertinent pour répondre aux objectifs principaux et secondaires qui lui sont associés.

La description correspond globalement à l'intitulé de l'indicateur. Sa formulation peut néanmoins être précisée, en particulier la notion d' « évolution stable ». en effet, l'évolution peut être stable en terme quantitatif, mais masquer des évolutions négatives ou positives sur certains sites. L'évaluation relève en outre qu'il est peu question de l'état qualitatif des zones humides.

La valeur est bien présentée, la phrase est correcte mais requiert des précisions sur les notions utilisées, notamment « diminution significative », « restauration notable ou forte », « dysfonctionnement des écosystèmes ». L'effet d'une stabilité, et pas seulement d'une amélioration, pourrait être envisagé. Enfin, l'évaluation relève que les explications n'évoquent pas les dunes et pannes dunaires, alors que ce sont les types de zones humides qui ont le plus fréquemment perdu à la fois en surface et en état de conservation.

La valeur de l'indicateur représente un pourcentage de sites pour certaines catégories. L'enquête n'ayant été conduite qu'une seule fois (en 2011) pour l'état des zones humides sur la période 2000-2010, il n'est pas possible d'obtenir un intervalle de confiance. Si la taille de l'échantillon est donnée dans les illustrations, d'autres informations pourraient être fournies, quant à la localisation des sites par exemple.

Les illustrations correspondent bien au message véhiculé par l'indicateur et ne présentent pas de biais de visualisation.

L'interprétation de la valeur pourrait être sujette à erreur, en l'état il n'est pas possible de déterminer comment la valeur de l'indicateur est calculée. De plus, l'évaluation rappelle que les pourcentages état « stable » ou « en amélioration » ne signifient pas la même chose. Par exemple, un état avec une mauvaise qualité d'eau qui n'évolue pas entre deux dates est stable. Pourtant, il est négatif pour une zone humide.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La description annonce que les sites ne sont pas composés que de milieux humides et que les milieux humides considérés ne relèvent pas tous de la définition des zones humides au sens réglementaire. L'intitulé de l'indicateur n'est dès lors plus aussi objectif et explicite. Différents types de zones humides sont illustrés mais ne sont pas équivalents en nombre (57 sites en vallées alluviales et 7 sites sur le littoral méditerranéen par exemple). Cela pose la question de la représentativité des données par type de zones humides.

Aucune valeur particulière n'est associée à l'indicateur. Il faut éviter que le seuil de 50% de sites en état favorable ne soit considéré comme celui permettant de passer d'un échec à un succès, même si ce n'est pas ce que l'indicateur indique. Par exemple, présenter la valeur de l'indicateur comme favorable (52%) ou défavorable (48%) n'a pas vraiment de sens et peut facilement induire en erreur. Il n'y a pas non plus de valeur cible. Elle pourrait être 100% de zones humides en état « stable » ou « en amélioration », ou bien une amélioration supérieure à la dégradation.

Certains types d'habitats sont susceptibles d'évoluer plus rapidement que d'autres (les milieux dunaires peuvent par exemple régresser très rapidement en fonction des tempêtes hivernales). La comparaison entre la figure 1 (répartition de toutes les zones humides dans les différentes catégories) et la figure 3 (répartition des zones humides de chaque type d'habitats dans les différentes catégories) permet cependant de bien identifier de telles différences éventuelles. L'indicateur est pertinent pour les zones humides alluviales et du littoral atlantique, beaucoup moins pour les autres. Il pourrait également être pertinent pour les milieux en cours d'urbanisation, mais les notions de disparition et compensation ne sont pas prises en compte explicitement.

La restitution territoriale se fait à l'échelle nationale (figure 1) et par catégorie d'habitats (figure 3), ce qui semble adéquat. Le niveau national de restitution pourrait être décliné plus finement selon la répartition géographique des sites échantillonnés, sous réserve de les localiser. Les résultats par type de zone humide pourraient également être montrés en localisant les sites.

Au vu de son échelle de restitution, l'indicateur permet de juger de différences éventuelles en fonction du niveau territorial considéré. Un éventuel changement d'échelle spatial dépend de la distribution géographique de l'échantillon. La liste est disponible sur le site du ministère de l'environnement via un lien hypertexte, mais pas la présentation cartographique.

En outre, un changement d'échelle pourrait changer la relation entre l'indicateur et le phénomène décrit car les évolutions peuvent potentiellement être plus rapides dans certains habitats que dans d'autres. Il est difficile de pondérer les vitesses (ou probabilités) d'évolution en fonction de ces habitats, de manière à les rendre directement comparables, mais le lecteur peut juger visuellement des différences potentiellement existantes.

C – Production de l'indicateur

La liste des sites échantillonnés est impossible à évaluer en termes de représentativité statistique et géographique, voire de biais. Le texte introductif annonce « selon le taux de retour », mais le biais potentiel correspondant n'est pas appréciable.

La manière dont la valeur de l'indicateur est calculée n'est pas assez détaillée, et il est impossible de refaire le calcul du fait qu'il repose sur le dire d'experts. Il est indiqué qu'à partir des valeurs catégorisées par les experts, deux indices d'évolution des surfaces et de l'état des milieux ont été calculés. Cela amène l'évaluation à formuler plusieurs questions : sur quelle base les experts se sont-ils appuyés pour catégoriser l'état de conservation et la qualité de l'eau ? Comment le calcul a-t-il été réalisé pour passer des classements des experts aux deux indices ? Y avait-il plusieurs experts pour une zone donnée, obligeant par exemple à moyenner les valeurs catégorisées ?

Les sites ayant été regroupés en catégories, de « faible dégradation » à « amélioration », « *en prenant en compte ces deux indices* », la manière dont ces derniers sont combinés pour obtenir la valeur de l'indicateur doit être explicitée. Par exemple, un site devait-il être à la fois en expansion spatiale ET avec un état de conservation en amélioration pour être classé parmi les sites « en amélioration » ? Au contraire, les sites étaient-ils considérés comme « en amélioration » si un seul des deux indices était positif ? La première approche est plus restrictive, alors que la seconde permettrait d'avoir 100% de sites en amélioration si la moitié d'entre eux est en expansion spatiale mais se dégrade, et l'autre moitié s'améliore en qualité mais perd en superficie.

Avec la méthode actuelle (dire d'expert et calcul), chaque site ne peut appartenir qu'à une des quatre catégories, rendant la classification des zones humides relativement grossière. Afin d'obtenir un indicateur plus précis, ne reposant plus sur le dire d'experts, l'évaluation propose l'élaboration de grilles standardisées à fournir aux experts et de développer un indicateur de qualité de l'eau des zones humides à mettre en parallèle avec l'évolution des surfaces. Par ailleurs, il semble aujourd'hui possible de s'appuyer sur des techniques de télédétection pour évaluer les tendances d'évolution des surfaces en zones humides, voire probablement leur état de conservation si celui-ci s'appuie par exemple sur la turbidité de l'eau, le développement des herbiers aquatiques, etc. (voir Davranche et al. 2013 ; Davranche et al. 2010).

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de la précédente évaluation.

- **Robustesse :** la robustesse de l'indicateur est considérée comme faible car contingente de l'expertise. Elle pourrait être améliorée avec une grille d'évaluation et en précisant les notions d' « amélioration », « dégradation », « faible dégradation » et où se situe la différence. La robustesse souffre de biais, du fait qu'à 10 ans d'intervalle, les experts peuvent ne pas être les mêmes et qu'ils n'ont pas de grille standardisée. Par ailleurs, peu d'informations sur la qualité réelle des zones humides (source de biodiversité) sont fournies par l'indicateur. Selon l'évaluation, la standardisation des observations limiterait les biais. Aminima la construction de l'indicateur pourrait ne s'appuyer que sur les sites effectivement communs lors de deux enquêtes successives. Une grille d'interprétation précise de l'état des zones humides permettrait également de s'assurer que, bien que s'appuyant sur du dire d'expert, la classification de l'état de conservation est plus indépendante d'un éventuel effet observateur. Un changement d'intervalle entre deux collectes de données pourrait impacter la robustesse de l'indicateur, en particulier si l'on change la méthode de recueil de l'expertise. Réaliser une enquête tous les 3 ou 5 ans réduirait la probabilité que certains sites sortent de l'échantillon, ainsi que le risque que les experts interrogés aient changé entre deux enquêtes. Un changement dans la méthodologie ne devrait avoir lieu que pour gagner en qualité. Un changement d'échelle nécessiterait d'affiner au niveau des différents types de zones humides. L'indicateur est a priori aussi robuste quelle que soit l'échelle de territorialisation, puisque bien que produit à l'échelle nationale, l'indicateur repose sur les connaissances des acteurs locaux de chaque zone humide.
- **Précision :** Lla précision de l'indicateur est faible, dû notamment au fait que l'indicateur repose sur des dires d'expert, non standardisés, eux-mêmes catégorisés en seulement cinq grands types pour l'évolution de la surface et l'évolution de

l'état de conservation, combinés ensuite en quatre catégories. Des imprécisions peuvent en outre venir de l'échantillon utilisé : jusqu'à 162 sites métropolitains et 44 ultramarins dans la fiche actuelle, mais 132 sites sont indiqués dans la version de 2013 pour la même enquête, la même période, et la même valeur. L'indicateur semble cependant assez précis pour tracer les variations du phénomène à l'échelle nationale. Un intervalle de temps régulier doit être défini entre deux collectes de données, mais un changement dans cet intervalle n'aura pas d'incidence sur la précision. L'indicateur est construit à l'échelle nationale seulement, ce qui cache les disparités régionales et les disparités par type de zone humide. La précision de l'indicateur à une autre échelle dépendra de sa répartition géographique.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est faible et doit être améliorée. L'indicateur est capable de détecter le moindre changement de catégorie d'un des sites de l'échantillon, ce qui se traduira par une modification du pourcentage de sites dont l'évolution est « stable » ou « en amélioration ». En ce sens, il est très sensible. En revanche, le classement de chaque site dépend d'un dire d'expert. Par conséquent, il n'est pas possible d'évaluer dans quelle mesure une modification fine de l'état ou de la superficie d'un site sera détectable par l'expert, et se transcrira in fine par un changement de la valeur de l'indicateur. Il n'est pas acquis non plus qu'un changement de qualité d'un site soit détecté par l'expert. A priori les changements majeurs doivent toujours être détectables par les experts locaux s'ils ont été convenablement identifiés. L'indicateur n'est pas construit pour alerter d'événements brefs et extrêmes. Cela dit, les changements vers une dégradation (perte de surface en dune due à une tempête, pollution des eaux) peuvent être très rapides, alors que les changements vers une amélioration des zones humides sont en général plus lents. Il est donc peu probable qu'une détérioration reste non détectée par l'indicateur, même avec un pas de temps de 10 ans. En revanche, une lente amélioration peut passer inaperçue, en particulier si un événement défavorable a lieu en fin de la période de 10 ans. L'indicateur n'est pas utilisé pour alerter sur des changements inhabituels. Il vise à détecter des événements de relativement faible amplitude mais survenant de manière constante ou répétée à long terme. Il est cependant capable de détecter les événements ponctuels si ceux-ci sont de magnitude suffisante. En l'état actuel, l'indicateur peut indiquer un changement qui n'a pas eu lieu si l'échantillon est différent, si les experts ont une mauvaise appréciation de la situation ou s'ils ne sont pas les mêmes entre deux enquêtes, mobilisant ainsi des critères d'évaluation différents. La notion d'amélioration peut en outre être interprétée de manière différente et engendrer un biais. Pour ces mêmes raisons, l'indicateur pourrait ne pas signaler un changement qui a vraiment eu lieu. A priori l'indicateur sera aussi sensible quelle que soit l'échelle territoriale, sous réserve que les experts soient bien sélectionnés pour chaque site. L'indicateur lui-même combine à l'échelle nationale les expertises de chacun des sites. Enfin, les données utilisées pour le calcul de l'indicateur sont entièrement dépendantes de l'appréciation de l'expert. La mise en place d'une grille d'évaluation pour les experts locaux devrait permettre d'augmenter la sensibilité de l'indicateur.
- **Efficacité / Fiabilité :** la fiabilité de l'indicateur est faible. Les données sont potentiellement fiables, mais il est impossible de l'évaluer puisqu'elles sont basées sur des dires d'experts. La fiabilité de l'indicateur dépend de la manière dont il est calculé, ce qui n'est pas suffisamment explicité en l'état. Si une zone humide doit ne pas avoir diminué en surface ni perdu en termes d'état de conservation pour être considérée en état « favorable » ou « stable », alors l'indice est fiable. Si en revanche, il suffit soit de ne pas avoir perdu en surface, soit de ne pas avoir perdu en termes d'état de conservation pour être classée en état « favorable » ou « stable », alors l'indicateur n'est pas fiable. Cet indicateur s'appuie sur deux variables qui peuvent évoluer indépendamment. Il peut rester stable si les tendances d'évolution (des surfaces ou de l'état de conservation) ne sont pas détectables par les experts. En outre, ceux-ci ne disposent que de cinq classes pour évaluer

les tendances d'évolution, ce qui réduit la précision et donc la capacité à détecter des changements fins. Une fréquence d'enquête plus courte permettrait peut-être de détecter des évolutions transitoires. La fréquence en elle-même n'affecte cependant probablement pas la fiabilité de l'indicateur.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : l'indicateur a un lien direct avec la biodiversité. La biodiversité est censée être plus grande dans les zones humides de plus grande superficie, celles-ci fournissant probablement une plus grande variété d'habitats. Elle est également censée être plus importante dans les zones humides en meilleur état de conservation, bien que la manière dont cela a été mesuré par les experts ne soit pas expliquée. Le lien concerne également la richesse spécifique des milieux, la qualité des milieux physiques supports, la topologie (fragmentation) et les mobilités. Les écosystèmes plus grands (et moins morcelés) et dans un meilleur état de conservation sont censés supporter une plus grande biodiversité et avoir des fonctionnements plus complexes. Les écosystèmes plus complexes sont potentiellement source de services écosystémiques plus variés et développés. Dans le cas spécifique des zones humides, on peut citer les services de régulation des crues, d'amélioration de la qualité des eaux, ainsi que les services esthétiques liés à une faune et une flore variées, et la possibilité éventuelle d'exploiter celles-ci. L'indicateur ne s'appuie que sur l'évolution de l'état de conservation et l'évolution de la surface, avec l'idée sous-jacente que les espaces plus grands seront plus variés, donc potentiellement plus riches. Or, une augmentation de surface avec une baisse de la qualité de l'eau est nocive pour la biodiversité. L'indicateur devrait intégrer un élément quantitatif lié à la qualité de l'eau associée à l'évolution des surfaces. Par ailleurs, la manière de juger cet état n'étant pas explicite, il est difficile de juger de la pertinence de l'indicateur. Plus globalement, la conservation des zones humides est en général un objectif politique affiché, que l'indicateur permet de juger de manière réaliste, quoique pas forcément fine. L'indicateur peut probablement être conservé tel qu'il est construit mais des améliorations sont à apporter. Il est absolument nécessaire qu'une zone humide ne soit considérée dans un état favorable ou stable que lorsqu'elle n'a pas subi de perte de surface NI de baisse de son état de conservation (les deux critères sont obligatoires). On ne sait pas si c'est le cas jusqu'à présent.
- **Données** : le dire d'expert devrait s'appuyer sur une grille d'évaluation plus fine couvrant les différentes facettes possibles de l'état de conservation (qualité des eaux, connectivité des bassins, artificialisation, etc.). Il faudrait fournir une analyse de la représentativité statistique et géographique de l'échantillon. Un changement spatial et temporel pourrait nécessiter un ajustement territorial par type de zone humide. Un changement engendrera un biais dans les données si les experts changent entre les deux enquêtes.

E – Propositions d'amélioration

L'évaluation souligne que cet indicateur a l'avantage d'être synthétique et qu'il est simple à appréhender. La prise en compte du pourcentage de zones humides dont l'évaluation est « stable » ou « en amélioration » semble appropriée. L'évaluation formule un certain nombre de propositions pour améliorer l'indicateur, dont l'analyse montre les limites. Elle propose d'augmenter l'échantillon et de s'assurer que les sites suivis restent dans l'échantillon d'une enquête à l'autre. Elle suggère l'agrégation des deux paramètres surface et état et recommande fortement la standardisation de la collecte des avis d'experts, en fournissant aux experts une grille d'évaluation fine de l'état de conservation de chaque site. Elle propose de réduire la fréquence de l'enquête de 10 à 5 ans et, enfin, de réaliser un inventaire d'espèces par zone humide (qualitatif et quantitatif). L'essentiel des remarques de la précédente évaluation concernaient déjà les limites engendrées par le dire d'experts et le manque d'information relative à la manière dont l'indicateur est construit, d'après les deux indices relatifs à l'évolution de la surface et de l'état des zones humides. Ces remarques n'ont à ce jour pas été prises en compte.

F – Bibliographie des évaluateurs

Davranche A., Poulin B., Lefebvre G. 2013. Mapping flooding regimes in Camargue wetlands using seasonal multispectral data. Remote Sensing of Environment, Vol 138, 165-171

Davranche A., Poulin B., Lefebvre G. 2010. Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series, Remote Sensing of Environment, Vol. 114, Issue 3, 552-562

Référencement

Cudennec, C., Guillemain, M. & Aubertie, S. 2016. « Évolution de l'état des zones humides ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DE L'IMPLICATION DES CITOYENS DANS LES SCIENCES PARTICIPATIVES LIÉES A LA BIODIVERSITÉ

Taux d'évolution du nombre de participants actifs aux initiatives de sciences participatives liées à la biodiversité

Code indicateur
SNB-A02-12-SPB1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 21

Évaluation réalisée par
Joanne Clavel
Marine Legrand

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
30 avril 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectif
A2 - Renforcer la mobilisation et les initiatives citoyennes

Objectif secondaire
A1 - Faire émerger, enrichir et partager une culture de la nature

Dernière évaluation
2013

L'évaluation souligne la pertinence de l'indicateur et propose un certain nombre de pistes d'amélioration pour le renforcer et éviter toute surinterprétation. Elle alerte sur les possibilités de double comptage et appelle à une précision sur les participants inclus dans le calcul. Enfin, elle considère comme intéressante une déclinaison régionale de l'indicateur avec cartographie, tout en reconnaissant que d'éventuelles disparités pourraient survenir du fait de la présence de programmes participatifs et d'animation à l'échelle locale.

A – Présentation et intepretation de l'indicateur

L'indicateur présente le nombre de participants actifs l'année N à des programmes de sciences participatives et son taux d'évolution par rapport à l'année initiale de référence (2011).

Il est pertinent pour répondre à l'orientation A de la SNB « Susciter l'envie d'agir pour la biodiversité » dans laquelle il s'inscrit. L'évaluation rappelle cependant le postulat de départ sur lequel il semble reposer, qui est que l'observation de la biodiversité et la récolte de données seraient des agents motivant l'action pour la biodiversité. Si certains indices vont dans ce sens, cela n'a cependant jamais été démontré, la relation s'inscrivant plus généralement dans les diverses dimensions de la mobilisation en faveur de la biodiversité.

L'indicateur est également pertinent pour atteindre l'objectif SNB qui lui est associé. L'évaluation souligne que le terme « implication » comprend à la fois des observations ou actions de citoyens en solitaire et la contribution au travail de communautés naturalistes. Concernant l'objectif secondaire, celui-ci renvoie à une vaste culture de la nature, incluant de très nombreuses formes de relations entre les humains et la nature, et la réduit à une seule de ces formes, à savoir la relation scientifique et naturaliste à la biodiversité.

L'intitulé de l'indicateur correspond bien à son contenu, de même que la phrase expliquant sa valeur. Il n'existe pas de biais de visualisation et la valeur n'est pas non plus sujette à interprétation. Comme il s'agit du nombre minimum de participants, l'indicateur peut être sous-évalué, mais c'est son évolution qui importe. Le texte sous-jacent

apparaît néanmoins restrictif par rapport aux données prises en compte. En effet, les programmes inclus dans le calcul de l'indicateur ne relèvent pas tous du « monitoring à long terme » mais peuvent comprendre des inventaires, des collectes de données non structurées (utiles néanmoins).

L'illustration correspond au message véhiculé par l'indicateur. L'image choisie souligne de plus une dimension éducative et symbolique, représentant clairement l'observation naturaliste. Une situation moins attendue pourrait aussi être intéressante (en milieu urbain ou agricole par ex.).

La description de l'indicateur rappelle les trois objectifs poursuivis par les sciences participatives appliquées au domaine de la biodiversité : (i) obtenir des données sur la nature et la biodiversité pour étudier son état de santé (monitoring de long terme) ; ii) produire des outils de sensibilisation et d'éducation à la nature et à la biodiversité ; iii) former une communauté et mobiliser autour d'enjeux liés à la nature). L'évaluation souligne l'hétérogénéité de ces objectifs. A ce jour, les études sur les liens entre sciences participatives et éducation à l'environnement sont assez critiques et, selon les programmes et les dispositifs, les enjeux d'éducation environnementale et de création d'une communauté épistémique ne sont pas forcément remplis. De ce fait, il semble important de distinguer le premier de ces objectifs, très satisfaisant pour la science et les politiques publiques (construction d'indicateurs spatio-temporel robustes, validés internationalement et ensuite utilisés par les politiques publiques environnementales). Le lien entre action et observation n'est par ailleurs pas établi non plus. Des recherches en cours permettront de mieux connaître les contradictions supposées ou avérées de ces 3 objectifs.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Les informations fournies sont claires. Il serait utile de préciser quels programmes sont concernés, si la participation de professionnels (agents techniques des réserves, par exemple) à un programme de sciences participatives sur le temps de loisirs personnel, ou celle de scolaires est prise en compte. Seuls les non contraints professionnellement à participer devraient être comptabilisés au vu de l'orientation donnée à l'indicateur (susciter l'envie d'agir, renforcer la mobilisation).

Les programmes inclus dans le calcul de la valeur concernent une diversité de milieux (y compris littoral, haute-mer, milieu urbain). L'indicateur n'a pas de valeur cible déterminée, la mobilisation d'un maximum de citoyens est recherchée. Il donne un chiffre global pour la France.

L'indicateur agrège des données concernant des projets nationaux ou bien développés sur des territoires particuliers. Il peut refléter une réalité disparate à plus petite échelle, en fonction notamment de l'existence de projets de sciences participatives et d'animations spécifiques. La déclinaison à l'échelle régionale pourrait apporter une information supplémentaire sur la répartition de la mobilisation sur le territoire français. Il conviendrait alors de noter, en parallèle du nombre de participants, le nombre de programmes concernés et leur nature. Néanmoins, si la dimension régionale ou locale est importante pour le dynamisme des programmes, l'échelle nationale comme niveau d'analyse doit être conservée car elle est la plus pertinente. Des comparaisons supranationales restent à établir.

Concernant la temporalité, le pas de temps annuel est approprié et permet de tenir compte du caractère saisonnier des observations. Une échelle plus longue perdrait en précision.

L'évaluation souligne enfin que la nature des données récoltées nécessite d'être éclairée pour l'analyse et la validation de cet indicateur.

C – Production de l'indicateur

Le mode de calcul de l'indicateur est clair et très simple, de même que les informations apportées. De nouveau, la précision sur les programmes concernés et la participation de professionnels ou de scolaires dans le décompte est nécessaire.

L'indicateur n'est calculé qu'à l'échelle nationale. Pour produire un indicateur désagrégé à une échelle plus fine (ex. par région), il faudrait que chaque organisme porteur d'un programme de science participative fournisse des données régionalisées. Cela est en théorie possible et demanderait un effort supplémentaire de chacun des contributeurs. Une évaluation du taux de « multi-participants » serait également utile.

D – Analyse de l'indicateur

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de l'évaluation précédente et reprend ses remarques concernant la robustesse, la précision, la sensibilité et l'efficacité de l'indicateur.

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est moyenne. Le nombre croissant de programmes pris en compte peut entraîner une hausse de la valeur de l'indicateur sans pour autant refléter une hausse du nombre de participants réels. De la même manière, l'arrêt de programmes peut faire varier l'indicateur à la baisse sans que cela ne reflète une baisse de motivation à participer. Par ailleurs, l'existence de programmes de sciences participatives est fortement dépendante des financements disponibles. Ces derniers sont susceptibles de se tarir dans un contexte de fragilisation économique. Un biais éventuel est la comptabilisation indifférente de participants volontaires et d'autres dont l'activité professionnelle est précisément le suivi de la biodiversité. Des déclinaisons à l'échelle régionale du nombre de participants à des programmes de sciences participatives seraient intéressantes pour connaître leur répartition géographique. Les problèmes de robustesse pouvant cependant alors augmenter : en effet le biais lié à la disparition et à la prise en compte de nouveaux programmes peut s'accentuer. A l'échelle nationale, la disparition de programmes locaux peut être rendue invisible avec l'apparition de nouveaux projets ailleurs sur le territoire. Des comparaisons transnationales ne seraient en outre pas nécessairement pertinentes. L'implication citoyenne dans la collecte de données naturalistes dépend fortement du contexte culturel, la comparaison serait fortement influencée par la propension, d'un pays à l'autre, à s'inscrire dans ce type de programmes. La robustesse de l'indicateur peut être renforcée par un enrichissement qualitatif, en indiquant le nombre total de programmes pris en compte et leur échelle de déploiement (approche cartographique).
- **Précision :** L'indicateur manque de précision. Cela est d'abord lié au fait qu'un même participant peut contribuer à deux projets. La question du « turn over » et de la fidélisation doit aussi être prise en compte. De plus, les données agrégées entre elles pour produire la somme de participants sont disparates (elles peuvent désigner des individus ou des groupes). Il semble cependant que l'impact ne sera pas trop important, s'agissant d'un nombre minimal de participants. Ces imprécisions peuvent être facilement corrigées, notamment en changeant le mode de calcul pour prendre en compte les classes et les multiparticipants. L'évaluation soulève de plus la question du degré d'implication (participation effective, inscription à des lettres d'information) et de la déclinaison de l'indicateur avec plusieurs niveaux, par exemple : « personnes inscrites à des programmes/recevant de l'information à propos des programmes » ; « participants effectifs (collecte de données) » ; et éventuellement « implication approfondie » ou encore « implication prolongée » (à définir). Le phénomène visé par l'indicateur correspond à l'échelle de mesure (niveau national et annuel). Ce type d'indicateur étant nouveau et peu étudié dans la littérature scientifique, plus les données seront transparentes et plus leur analyse sera possible et pertinente.
- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est estimée comme étant faible. Le plus petit changement détecté au niveau du comptage du nombre de participants est de 500 personnes, soit environ 1% de variation. L'indicateur pourrait montrer un changement qui n'a pas eu lieu, du fait de la comptabilisation de participants impliqués dans plusieurs programmes. L'indicateur peut également ne pas détecter de changement si le nombre d'individus diminue tandis que le nombre de professionnels susceptibles d'être comptabilisés augmente. De la même manière, si le nombre de programmes de sciences participatives augmente, on risque également de ne pas détecter une diminution des participants. L'amélioration de la précision est possible en prenant en compte ces éléments. L'évaluation estime en effet que les responsables de programmes peuvent détecter les multiparticipants au sein de leurs projets.
- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité de l'indicateur peut quant à elle être renforcée. Le phénomène décrit dépasse largement l'indicateur mesuré. La mobilisation en faveur de la biodiversité peut en effet passer par d'autres phénomènes que la collecte de données naturalistes, tels que le ramassage d'ordures sur les plages, les actions directes de conservation d'habitats, les manifestations... Il est toutefois

peu probable que l'indicateur et le phénomène qu'il décrit varient en sens inverse. Les précédentes remarques relatives au comptage (surcomptage) et aux catégories de participants s'appliquent également, le risque étant une « surinterprétation » de l'indicateur en termes de culture de la biodiversité et d'initiatives citoyennes. La fiabilité de l'indicateur dépend moins de l'échelle spatiale considérée que de son renforcement par des données complémentaires, ce qui est d'autant plus nécessaire si l'indicateur est calculé à une échelle plus fine. L'intervalle de temps annuel est adapté.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité (observation, mesure), de même qu'avec le fonctionnement des écosystèmes. L'observation de la biodiversité est la base de toutes les études et la validation de modèles sur le fonctionnement de la biodiversité. Les données fournies servent à la production de travaux scientifiques utiles pour améliorer les pratiques de conservation et publiciser les enjeux écologiques. Les sciences participatives sont de plus utilisées comme support d'éducation à l'environnement et contribuent donc directement à la sensibilisation des individus aux enjeux écologiques. Cela s'applique aussi pour les services écosystémiques culturels (valeurs éducative, ludique). L'indicateur poursuit des objectifs à la fois politiques, économiques, philosophiques et biologiques. Cet indicateur renvoie à une relation particulière à la biodiversité et met en avant une approche « naturaliste » de la biodiversité, où l'attention et l'attachement à la diversité du vivant passent par la surveillance (Manceron, 2015). Par ailleurs, la question de la mise en commun des données au sein de bases de données renvoie à la question des « communs de la connaissance » et des débats actuels autour de l' « open data ». Cet indicateur est satisfaisant en termes de récolte de données. Concernant la sensibilisation citoyenne, il est nécessaire d'améliorer cet indicateur et d'en considérer d'autres. D'autres formes de mobilisation pourraient en outre être prises en compte.
- **Données :** Les données sont trop peu précises, leur agglomération et le double comptage empêchent une analyse fiable. L'indicateur est dépendant du nombre de programmes pris en compte dans le total. Le relevé n'est pas exhaustif, l'existence du collectif national peut laisser supposer que l'on tend actuellement vers une représentativité intéressante.

E – Propositions d'amélioration

L'évaluation propose d'apporter des précisions sur l'acquisition des données et le calcul, ce qui permettrait très facilement d'améliorer la qualité de l'indicateur et son interprétation. Dans l'état actuel, il peut y avoir une « surinterprétation ». Elle rappelle que toutes les remarques de l'évaluation précédente n'ont pas été prises en compte (provenance des participants individuels, scolaires, professionnels, évaluation d'un taux de multiparticipation).

Sur la page du site de l'ONB, les avantages et limites de l'indicateur renvoient à l'utilisation des sciences participatives comme outil de collecte de données à des fins de production d'analyses scientifiques sur la biodiversité. Or, ce n'est pas l'objectif principal cité pour l'indicateur dans la fiche. Si les avantages et limites cités apparaissent pertinents, l'évaluation suggère de les enrichir :

- Avantages proposés : indicateur simple, données disponibles ; mise en avant pertinente des sciences participatives du fait de leurs bénéfices en termes éducatifs et de production scientifique orientée vers la conservation ;
- Limites proposées : existence d'autres supports de médiation d'une culture de la nature, pouvant conduire à une augmentation de la mobilisation citoyenne en faveur de la biodiversité - approche artistique, alimentation, santé, etc.

L'évaluation suggère différentes pistes de recherches pour améliorer la production de l'indicateur, dont la fiabilité pourrait être renforcée par des analyses complémentaires, telles que : la caractérisation sociologique des participants ; le type de programme considéré et l'échelle de déploiement, la nature et l'intensité de l'implication des participants ; la motivation à participer ; les autres pratiques mises en œuvre en faveur de la biodiversité. Il s'agirait d'inscrire l'indicateur dans une analyse plus fine des formes

de la participation et des pratiques quotidiennes des acteurs concernés. A un niveau plus collectif, l'évaluation propose de s'intéresser à la place des sciences participatives dans les formes de mobilisation en faveur de la biodiversité. Mener ces travaux qualitatifs permettrait d'éclairer les possibilités d'enrichissement de l'indicateur vis-à-vis de l'objectif visé. Des travaux ont été produits à l'échelle internationale et française (voir A. Cosquer; F. Charvolin; F. Millerand et al.). Il convient de poursuivre l'analyse en contexte français des relations entre production scientifique issue des programmes participatifs et mobilisations collectives à l'échelle locale dans les pratiques d'aménagement, à partir de cas concrets.

Par ailleurs, en complément de cet indicateur, d'autres formes de mobilisation en faveur de la biodiversité devraient être prise en compte. Il pourrait s'agir d'indicateurs chiffrés simples, comme le nombre d'adhérents à des associations d'étude et de protection de la nature, le nombre d'actions locales en faveur de la biodiversité et de participants à ces actions (voir FNH, « J'agis pour la nature »). La présence de la biodiversité dans les productions artistiques devrait également être prise en considération (Clavel, 2012 ; Blanc, 2016).

Enfin, selon l'évaluation, cet indicateur peut être une entrée intéressante pour publiciser la démarche « sciences participatives » et mettre en valeur la densité du tissu naturaliste à l'échelle locale, à condition de mettre en évidence le nombre de programmes concernés et de lui adjoindre un versant cartographié. Il est en effet important de souligner que la présence d'associations et plus largement de collectifs mobilisés à l'échelle locale a un rôle essentiel dans la mise en avant des enjeux de conservation (voir travaux de F. Guillet et L. Mermet 2013, A. Fortier et P. Alphandéry 2005). A l'échelle nationale, l'indicateur peut contribuer à rendre visible la biodiversité **comme objet d'intérêt pour les citoyens**. Ce faisant, il peut être mobilisé comme enjeu d'aménagement, d'éducation et culturel, mais aussi comme figure de la culture scientifique. L'indicateur présente également un intérêt en termes de politiques environnementales. Les données sur la biodiversité collectées par le biais des sciences participatives sont très précieuses pour l'élaboration d'indicateurs de biodiversité et pour mesurer l'action des politiques publiques sur la biodiversité (reconnaissance internationale).

F – Bibliographie des évaluateurs

Alphandéry P., Fortier A., 2005, « Les savoirs locaux dans les dispositifs de gestion de la nature », dans Biodiversité et savoirs naturalistes locaux en France, Cirad, Iddri, IFB, Inra, pp.158-166.

Artaud H. (dir.), 2013, Leurrer la nature, Cahiers d'Anthropologie Sociale 09, Paris, L'Herne, 176 p.

Bonneuil C. (dir). 2006, « De la République des savants à la démocratie technique : conditions et transformations de l'engagement public des chercheurs », in Natures Sciences Société, vol. 14, n° 3.

Charvolin F., Micoud A., Nyhart L. 2007, « La nature des profanes. Pour une autre approche de l'amateur », dans Charvolin F., Micoud A., Nyhart L. (dir.), Des sciences citoyennes ? La question de l'amateur dans les sciences naturalistes, La Tour-d'Aigues, Éditions de l'Aube.

Charvolin F., 2004, « Une science citoyenne ? Le programme Feederwatch et la politique des grands nombres », Développement durable et territoires, pp. [en ligne].

Chawla L. & D. F. Cushing. 2007, « Education for strategic environmental behaviour ». Environmental Education Research 13, p.437-452.

Clavel, J. 2012, « Biodiversité et Ecologues », In L'exigence de la réconciliation - Biodiversité et société, dir. C. Fleury, A-C. Prévot-Julliard, Paris, Fayard.

Clavel J. 2012 « L'art écologique : une forme de médiation des sciences de la conservation ? » Natures Sciences Sociétés 20, 437–447.

Cosquer, A., Raymond, R., & Prévot-Julliard, A. (2012). Observations of Everyday Biodiversity: a New Pers¬pective for Conservation Ecology and Society, 17(4).

Couvet D, et Teyssèdre, A 2013« Sciences participatives et biodiversité : de l'exploration à la transformation des socio-écosystèmes », Cahiers des Amériques latines, 72-73, pp, 49-64.

Couvet D., Jiguet F., Julliard R., Levrel H. Teyssèdre A., 2008, « Enhancing citizen contributions to biodiversity science and public policy », Interdisciplinary Science Reviews, 33, p. 95-103.

Ducatez, S., Clavel, J. et Lefebvre, L. 2014, Ecological generalism and behavioral innovation in birds: technical intelligence or the simple incorporation of new foods?. Journal of Animal Ecology, 84, p. 79-89.

Dickinson Janis and Bonney Rick (ed.) 2012. Citizen Science: Public Participation in Environmental Research, Cornell University Press.

Gosselin, M., Gosselin F., Julliard. R. 2010. «L'essor des sciences participatives pour le suivi de la biodiversité, intérêts et limites» Science, eau et territoires 3.

Granjou C., Mauz, I., Daccache, M., 2013. « Les conditions de l'articulation entre recherche et expertise. Le cas des recherches sur la biodiversité ». Revue d'anthropologie des connaissances vol. 7 n°1, pp. 67-86.

Guillet F. et Mermet L., 2013 « L'expertise, composante essentielle mais insuffisante des stratégies pour la biodiversité : le cas de la démoustication en Camargue (France) », VertigO 13(2) [En ligne].

Hinds J. and P. Sparks. 2008, « Engaging with the natural environment: The role of affective connection and identity ». Journal of Environmental Psychology 28, p.109 20.

Inger R., Gregory, R., Duffy J. P., Stott, I., Vorisek, P. and K. Gaston. 2015, « Common european birds are declining rapidly while less abundant species' number are rising ». Ecology Letters 18, p. 28-36.

Juster T.F., H. Ono et S.F.P. Stafford. 2004, Changing times of American youth: 1981-2003, [en ligne].

Kahn, P. H. 2002, « Children's affiliations with nature. » In : P. H. Kahn & S. R. Kellert (Ed.), Children and Nature (pp. 93-116). Cambridge : The MIT Press.

Kals E., Schumacher D. and L. Montada. 1999, « Emotional Affinity toward Nature as a Motivational Basis to Protect Nature ». Environment and Behavior 31, p.178 202.

Latour B. 1989, La science en action, Paris, La Découverte.

Legrand M. 2013, « Vigie-Nature : sciences participatives et biodiversité à grande échelle », Cahiers des Amériques latines, dossier «participation et restitution» 72-73 : 65-84.

Legrand M., Dozières A., Dupont H., Scapino J., Chlous F. 2016 (à paraître) «Etude comparée des dispositifs participatifs : Passer les frontières entre les disciplines, les objets et les modalités (Action thématique transversale du Muséum national d'Histoire naturelle)» Natures, Sciences, Sociétés.

Lindemann-Matthies P., Bose E., 2008, « How many species are there? Public understanding and awareness of biodiversity in Switzerland », Human ecology, 36, pp. 731 742.

Manceron, V.., 2015, « « Avant que nature meure »...inventorier. Le cas des naturalistes amateurs en Angleterre », Ethnologie française, 45, pp. 31 43.

Mayer F. S. and C. M. Frantz. 2004, « The connectedness to nature scale: A measure of individuals' feeling in community with nature ». Journal of Environmental Psychology 24, p.503 15.

Micoud A. 2000, « L'écologie urbaine comme utopie contemporaine », Quaderni, 43, p. 101-116.

Miller J. R. 2005, « Biodiversity conservation and the conviction of experience », Trends in Ecology and Evolution 20, p. 430-434.

Millerand F. et Heaton L. 2016, « Les figures de l'amateur en sciences de la nature » communication à la journée d'étude « Nouveaux collectifs de coproduction de corpus numériques », CNAM, Paris, 7 mars 2016.

Pergams O.R.W. et P.A. Zaradic. 2008, « Evidence for a fundamental and pervasive shift away from nature-based recreation ». Proceedings of the National Academy of Sciences 105(7), p. 2295-2300.

Reader S. et Laland K. 2003, Animal Innovation. Oxford University Press, New York.

Vining J. 2003, « The connection to other animals and caring for nature ». Human Ecology Review 10, p.87-99.

Référencement

Clavel, J., Legrand, M., & Aubertie, S. 2016. Évaluation scientifique de l'indicateur « Évolution de l'implication des citoyens dans les sciences participatives liées à la biodiversité ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DES POPULATIONS DE CHAUVE-SOURIS

Taux d'évolution de l'abondance des Chiroptères métropolitains

Code indicateur
SNB-B06-12-CTC1
Évaluation FRB- i-BD² : N°22

Évaluation réalisée par
Eve Afonso
Yoan Paillet

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
28 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Première évaluation

De manière générale, l'évaluation appelle à fournir davantage d'explications sur l'indicateur, en particulier sur les données utilisées et le mode de calcul. Elle formule un certain nombre de propositions.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente le taux d'évolution de l'abondance de 7 espèces ou groupes d'espèces communs de chauves-souris pour une période de suivi considérée.

Il s'inscrit bien dans l'orientation stratégique B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et est pertinent pour répondre à l'objectif B4 auquel il est associé. Il permet en effet de suivre l'évolution des populations de chauves-souris et de mettre en place des mesures de conservation. L'indicateur est moins pertinent pour l'objectif B6 dans la mesure où il ne permet pas de préserver un écosystème et ne renseigne pas sur son fonctionnement. Il n'aborde pas non plus les causes de changement dans les niveaux de populations. Un éventuel lien à faire serait qu'un écosystème avec des populations viables de certaines espèces serait en bon état de conservation et de fonctionnement.

L'intitulé correspond à la description de l'indicateur. Il est néanmoins assez vague. Il pourrait être indiqué s'il s'agit d'individus, de nombre de gîtes, de nombre de colonies, etc. En outre, toutes les populations ne sont pas visées, un intitulé plus exact serait « Evolution de plusieurs populations de chauves-souris ». Le sous-titre fait en outre un raccourci qui n'est plus mentionné par la suite : ce qui est mesuré par la méthode ultrasons n'est pas l'abondance (nombre d'individus par espèce) au sens strict mais l'activité. Si ce raccourci est souvent utilisé dans les publications traitant des chiroptères, la nuance devrait être clairement précisée ici.

La phrase de présentation de la valeur semble correcte. Le texte sous-jacent mériterait d'être reformulé. Au regard de la variabilité des résultats, il est probable que cette variation, bien que manifeste (de magnitude forte), ne soit pas significative (i.e. ne représente pas réellement la tendance réelle) en raison d'un trop faible nombre de données et d'une représentativité réduite du territoire national. Ces points sont évoqués dans le paragraphe sans être détaillés. D'autres précisions sont également à apporter : la baisse indiquée est à considérer par rapport à quoi (individus, colonies, gîtes) ? Il y a de plus contradiction entre la valeur présentée (-57% entre 2006 et 2013) et les données source ayant permis le calcul de l'indicateur (-55% et pas 57% sur cette même période).

La valeur de l'indicateur est accompagnée d'un calcul de dispersion présenté seulement sur le graphe et dont le calcul n'est pas explicite. Le graphe rapporte la valeur moyenne de l'indice, cette moyenne est pondérée selon l'incertitude de l'estimation de l'abondance, qui peut sans doute varier d'une année à l'autre. Les tailles d'échantillons ne sont pas mentionnées. Le texte mentionne cependant des « intervalles de confiance relativement larges », sans plus de précision.

Les illustrations correspondent au message véhiculé par l'indicateur. L'évaluation suggère de présenter également une tendance par espèce qui pourrait servir de repère en magnitude par rapport à la tendance toutes espèces confondues, ainsi qu'une carte de répartition des relevés qui permettrait de se rendre compte de la représentativité spatiale de l'échantillon.

Il ne semble pas y avoir de biais de visualisation, si ce n'est que l'erreur standard (si c'en est une) n'est pas calculée sur le même échantillon chaque année.

L'interprétation de la valeur peut être sujette à erreur, en partie car l'erreur standard est large, même si la tendance a l'air d'être relativement nette. En outre, la valeur de l'indicateur a été calculée à partir de relevés effectués sur 7 espèces, dont on ignore la représentativité par rapport à l'ensemble des chauves-souris présentes sur le territoire français. Des espèces connues pour être très sensibles aux perturbations de leur milieu de vie (par exemple le petit rhinolophe) n'apparaissent pas dans les espèces prises en compte. L'évaluation souligne qu'il serait intéressant de mettre en parallèle l'évolution des espèces ou groupes d'espèces pris individuellement pour affiner l'interprétation.

Enfin, on comprend rapidement que la valeur de l'indicateur est difficilement interprétable en l'état, puisque le texte indique que les effectifs observés pour certaines espèces ont augmenté et ont diminué pour d'autres.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La définition de l'indicateur est trop floue et ne permet pas de comprendre précisément comment a été fait le calcul. Les données sources font apparaître une équation de type linéaire sans qu'il soit expliqué pourquoi une relation linéaire est supposée ici. Par ailleurs, le texte met en avant des points de protocole pour définir le caractère « commun » des espèces évaluées alors qu'en réalité c'est plus une limitation de détection qui empêche de traiter un grand nombre d'espèces. Le texte fait également un raccourci entre déclin des populations de quelques espèces et appauvrissement des communautés. Enfin, la moyenne géométrique n'est pas définie et son utilisation pas justifiée.

L'indicateur n'est pas associé à des valeurs seuils ayant une signification particulière. Il pourrait exister un point au-delà duquel les populations ne seraient plus viables, mais un tel seuil n'est pas suffisamment documenté à ce jour. Toutefois, s'agissant d'une moyenne calculée sur 7 espèces, une valeur de 0 pourrait par exemple signifier que les espèces ayant évolué positivement forment un relatif équilibre avec celles ayant évolué négativement. L'indicateur n'a pas non plus de valeur cible, l'évaluation souligne que c'est la tendance qui importe ici.

L'indicateur est probablement le plus pertinent pour les zones concernées par l'échantillonnage. Il serait intéressant de savoir si la tendance est la même dans les différents milieux (ou milieu majoritaire de la maille, comme le fait le STOC), les problèmes de détectabilité différentielle en fonction du milieu devant dès lors être pris en compte dans les analyses.

L'échelle de restitution concerne ici la métropole. A priori, en raison d'une pression d'échantillonnage trop faible, il paraît impossible pour le moment de descendre à des niveaux plus fins, que ce soit au niveau territorial ou par milieu. De plus, en l'absence d'information sur l'étendue de l'aire d'étude, on ne peut pas conclure à sa représentativité.

Un changement d'échelle spatiale peut changer la pertinence de l'indicateur. Il est en effet possible que certaines populations de chauves-souris régressent localement en réponse à une pression anthropique. L'indicateur étant évalué annuellement, un changement d'échelle temporelle, avec un pas de temps plus large, contribuerait à lisser les variations interannuelles. L'échelle annuelle paraît pertinente, même s'il convient de ne

pas interpréter les variations interannuelles à moins de connaître la pression d'échantillonnage de chaque année.

Enfin, les variations par région ou par grand type de milieu (forêt, agricole) peuvent montrer des tendances différentes. Il est possible, à l'image des oiseaux, que les espèces inféodées à la forêt soient moins affectées que des espèces liées aux espaces agricoles par exemple. En raison du manque de connaissances actuelles sur ces groupes, il est difficile d'avoir des hypothèses claires, d'autant plus que les regroupements effectués pour des raisons méthodologiques auraient tendance à lisser les effets sur les groupes.

C – Production de l'indicateur

L'origine et la description des données source sont trop peu précises et ne permettent pas de comprendre dans quel type de milieu ni comment les données ont été collectées. La partie méthodologie mériterait d'être clarifiée.

La manière dont la valeur de l'indicateur est calculée est peu claire. Il faut regarder le tableau des données source pour comprendre que la valeur est calculée à partir d'une équation linéaire de la relation « indice de base 100 en 2006 » en fonction des années. Le terme « GLM » n'est en outre pas défini, ni la méthode de prise en compte de la période de collecte (saison, mois, date précise). La pondération par l'erreur standard n'indique pas sur quel échantillon celle-ci est calculée. Enfin, le texte évoque une moyenne pondérée (par 1/l'erreur standard) et de plus géométrique, ce qui trouble le message.

Concernant la pondération utilisée, sa justification n'est pas très claire (notamment : « *l'indicateur reflète ainsi les variations d'abondance de l'ensemble des chauve-souris détectées correspondant aux espèces de milieux ouverts en chasse* »). A priori, on comprend que la seule façon de « moyenner » la tendance décroissante de l'indicateur est de supposer une diminution constante dans le temps (= linéarité). Cependant, il apparaît que ce n'est pas le cas, l'illustration montre des années de hausse et des années de baisse. Il faudrait probablement refaire les calculs pour chaque espèce ou groupe d'espèces dont l'écologie est similaire, ce qui serait ici plus pertinent que de regrouper des espèces dont les tendances s'opposent. Par ailleurs, s'il est intéressant de prendre en compte pour la pondération la période de collecte et le protocole comme covariables, il serait également utile de considérer les auto-corrélations spatiales et temporelles des relevés dans le modèle ainsi que l'identité de l'opérateur. La prise en compte des autocorrélations affecterait toutefois la précision de la mesure (augmentation de l'erreur standard).

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur semble robuste concernant les taxons les plus fréquents, mais la robustesse reste faible en termes méthodologiques. L'échantillonnage standardisé semble être pensé pour minimiser les biais éventuels. On peut toutefois se demander si les zones d'échantillonnage sont suffisamment représentatives pour une extrapolation à tout le territoire français. L'autocorrélation spatiale et temporelle pourrait constituer un biais, de même que les opérateurs, ce dernier biais étant probablement limité par le traitement d'espèces détectables ou de groupes d'espèces. Les autocorrélations quant à elles pourraient être prises en compte directement dans les modèles. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes pourrait affecter la robustesse de l'indicateur, compte tenu du cycle de vie des chauves-souris, partitionné dans l'espace en fonction des saisons. Il est impératif de reproduire l'échantillonnage aux mêmes dates chaque année. Un allongement du pas de temps aboutirait de plus à lisser les variations interannuelles, ce qui n'est pas forcément souhaitable. L'indicateur n'est pas aussi robuste selon les échelles territoriales, en raison de la faiblesse actuelle de l'échantillon. Certaines espèces ont une aire géographique restreinte, dont l'indicateur doit tenir compte Une déclinaison à des échelles plus fines sur la base de l'échantillon actuel rendrait forcément l'indicateur moins précis, voire non significatif.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est faible. D'éventuelles imprécisions pourraient venir d'une manière générale de la détectabilité chez les chauves-souris et de la détermination des espèces sur la base d'enregistrements sonores. Cette difficulté est partiellement évacuée par le fait de ne considérer des espèces ou

des groupes d'espèces dont la détermination est relativement fiable. Si l'indicateur venait à être décliné par milieu, il conviendrait de prendre des précautions dans la comparaison entre milieux. Le développement de méthodes de détermination semi-automatiques sur la base d'enregistrements est sans doute prometteur (cf. Barataud 2012). Au vu de l'erreur standard et de l'absence d'information sur la résolution spatiale, les résultats sont à prendre avec précaution. Il est difficile de savoir si l'indicateur est assez précis pour tracer les variations du phénomène qu'il décrit. Une augmentation de la taille de l'échantillon pourrait être une voie d'amélioration. Une augmentation de l'intervalle de temps entre deux collectes de données conduirait à lisser les tendances interannuelles. Il convient de répéter les mesures aux mêmes périodes chaque année. La précision de l'indicateur varie selon l'échelle territoriale du fait de la petitesse de l'échantillon. Calculer l'indicateur à des échelles plus fines conduirait à affecter fortement sa précision en l'état actuel des choses. En outre, il est difficile de comprendre si l'indicateur mesure des occurrences de survol d'individus au-dessus de points d'écoute, ou des nombres d'individus, ou des effectifs de colonies. La précision de l'indicateur peut varier géographiquement par rapport à ces informations. Il est impératif qu'elles figurent dans la description des données sources.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est faible. Il est cependant difficile de se prononcer du fait du manque d'éléments sur la façon dont les données ont été collectées et sur la façon dont l'indicateur a été calculé. Il est également difficile de se prononcer sur les variations minimales et maximales que l'indicateur pourrait détecter, du fait de l'absence d'explication sur le calcul des indices d'abondance des espèces et de l'erreur standard représentée. L'échelle temporelle peut permettre de détecter des baisses drastiques (mortalités massives) d'une année à l'autre. Ces variations interannuelles n'ont toutefois de sens que si les facteurs qui l'influencent peuvent être connus (sur la base d'analyse ou de bibliographie). En outre, utilisé de façon pertinente, cet indicateur peut permettre de détecter des changements inhabituels au sein des populations (par exemple, une baisse plus prononcée chez une espèce que pour la moyenne des autres espèces). Du fait de son imprécision, il y a un risque que l'indicateur montre un changement qui n'a pas eu lieu. Par exemple, si les points de mesure sont trop peu nombreux, on pourrait conclure à une baisse des populations au lieu d'un déplacement des populations vers d'autres zones géographiques. La tendance semble cependant suffisamment nette pour être considérée comme réelle. L'indicateur pourrait également ne pas montrer un changement qui s'est produit, à cause de la taille de l'échantillon. Le protocole étant standardisé, il semble que l'indicateur serait aussi sensible quelle que soit l'échelle territoriale.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur semble fiable. Il ne variera pas dans un sens opposé au phénomène qu'il décrit. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données aurait les mêmes effets que pour la robustesse et la précision. L'indicateur serait aussi fiable quelle que soit l'échelle territoriale.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité. C'est un indicateur taxonomique qui mesure directement l'activité des espèces et l'évolution des effectifs de populations de différentes espèces de chauves-souris. Il ne semble pas y avoir de lien avec le fonctionnement des écosystèmes. Un lien pourrait éventuellement être établi avec les services écosystémiques si l'on considère que l'augmentation des populations peut être liée à la consommation d'insectes, ce qui peut être bénéfique pour certains types d'agriculture. Les chauves-souris sont un groupe présentant des espèces patrimoniales, bioindicatrices des effets des perturbations anthropiques sur la biodiversité. On peut penser que cet indicateur pourrait être relié à l'évolution de la biodiversité dans des milieux comparables à ceux échantillonnés.
- **Données** : Le calcul de la donnée de base (l'indice d'abondance par année) n'est pas explicité, il n'est pas non plus précisé si elle porte sur un nombre d'individus, de contacts auditifs, de colonies, ni à quel moment du cycle de vie des chauves-souris (quelle saison) elle a été mesurée. Cela gêne la compréhension de l'indicateur. Une application à l'outre-mer devra sans doute tenir compte d'une biologie différente des espèces.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation souligne la nécessité de détailler la méthode de collecte des données et préciser ce que recouvre l' « échantillonnage stratifié ».

Elle suggère plusieurs développements de l'indicateur : une déclinaison par type de milieu (forêt, milieux agricole, etc.) si l'échantillon le permet et par groupe (murins, pipistrelles, etc.), ainsi que l'intégration de plus d'espèces. Cela impliquerait l'acquisition de données sur l'ensemble du territoire. Il serait également pertinent d'afficher des tendances par espèce. S'il est possible de comparer cet indicateur à l'évolution de populations d'oiseaux prédateurs, leur relation avec la biodiversité pourrait également être intéressante. Il ne semble pas que la création d'un autre indicateur soit utile, en revanche cet indicateur doit être retravaillé et mieux délimité.

L'évaluation propose également d'intégrer des covariables d'auto-corrélation spatiale et d'opérateur, et de mieux expliciter le calcul de l'indicateur et des intervalles qui l'accompagnent.

Il serait idéal de travailler sur plusieurs aspects du cycle de vie des chauves-souris : gîtes d'hibernation, de maternité, lieux de transit, etc., en mesurant le nombre d'individus et le nombre de gîtes. Le nombre d'individus est toutefois parfois difficile à estimer.

Cet indicateur, si son acquisition est bien maîtrisée, est utilisable en matière de politique environnementale si les causes du déclin des populations sont évaluées avec précision. Il peut être un argument de poids pour la mise en place de mesures de conservation.

F -Bibliographie des évaluateurs

Archaux, F., Tillon, L., Fauvel, B., & Martin, H. (2013) Foraging habitat use by bats in a large temperate oak forest: importance of mature and regeneration stands. Le Rhinolophe, 47-58.

Barataud, M. (2012) Ecologie acoustique des chiroptères d'Europe: Identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse Biotope.

Référencement

Afonso, E., Paillet, Y. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Evolution des populations de chauve-souris ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DES POPULATIONS D'OISEAUX COMMUNS SPÉCIALISTES

Taux d'évolution de l'abondance des oiseaux communs spécialistes métropolitains

Code indicateur
SNB-B04-12-OCS1
Évaluation FRB- i-BD² : N°23

Évaluation réalisée par
Nina Hautekeete
Matthieu Guillemain

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
27 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Objectifs secondaires
A2 - Renforcer la mobilisation et les initiatives citoyennes

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

Dernière évaluation
2013

L'évaluation souligne la fiabilité et la robustesse de l'indicateur, en reconnaissant que sa fiche a été nettement améliorée depuis la précédente évaluation dont les commentaires ont été pris en compte.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur correspond à la moyenne des taux de variation des populations de 60 espèces communes échantillonnées annuellement et de manière standardisée. Ces inventaires visent des oiseaux nicheurs généralistes et spécialistes des milieux agricoles, forestiers et bâtis en métropole.

L'indicateur s'inscrit bien dans les orientations A « Susciter l'envie d'agir pour la biodiversité », B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » de la SNB. Il répond aux objectifs qui lui sont associés, B4, B6, A2 et D11.

La description de l'indicateur correspond à son intitulé. Il serait utile de préciser dans le titre « spécialistes d'habitat » (à la différence de spécialisation alimentaire), et « en métropole » ou « métropolitains ».

La valeur est correcte et bien expliquée. Le texte sous-jacent met en avant l'augmentation rapide des espèces généralistes au cours des 10 dernières années, alors que la valeur de l'indicateur et la valeur pour les généralistes sont calculées sur les 25 dernières années. Ces différences de périodes créent de la confusion. Par ailleurs les explications aident le lecteur non initié à percevoir l'importance des spécialistes d'habitats et de comprendre les implications de leur diminution d'abondance. Un ajout sur l'homogénéisation biotique et l'homogénéisation des paysages pourrait approfondir cette compréhension.

Aucun intervalle de confiance n'accompagne la valeur. Des précisions pourraient cependant être apportées sur le nombre d'espèces concernées, le nombre de points d'étude ou encore les erreurs possibles. Par ailleurs, l'indicateur étant la moyenne des taux de variation des populations de 60 espèces, un autre indicateur portant sur la variance de ces taux pourrait lui être adjoint. Ces intégrations successives de l'information pourraient néanmoins lui faire perdre de son intérêt. Le graphique relatif à la variation annuelle du CSI (indice de spécialisation des communautés, l'acronyme devrait être

défini) comprend une présentation de l'erreur annuelle, sans que le type d'erreur soit déterminé dans la légende. Cela devrait être ajouté.

Les illustrations correspondent bien au message véhiculé par l'indicateur et ne présentent pas de biais de visualisation.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'indicateur se base sur des points d'écoute d'oiseaux nicheurs. Selon l'évaluation, il serait utile de préciser que l'échantillonnage se fait par écoute des chants d'oiseaux diurnes en période de reproduction (printemps) pour le lecteur peu familier de ces méthodes. Cela permettrait de bien comprendre la définition. Afin d'éviter toute confusion, il faudrait également être plus précis sur la construction de l'indicateur et le fait qu'il prend la valeur de 100 à la date référence pour ensuite indiquer un pourcentage de baisse ou d'augmentation des abondances par rapport à cette date. Il est d'autant plus important d'expliciter la méthode qu'elle peut potentiellement entraîner des limites fortes dans les résultats.

L'indicateur est limité aux oiseaux nicheurs, alors que la France joue un rôle important pour certaines espèces, durant l'hivernage par exemple. L'intitulé pourrait être complété pour préciser la période du cycle annuel considérée : « *Evolution des populations d'oiseaux nicheurs communs spécialistes* ». Des précisions telles que « diurnes », « spécialistes d'habitats » pourraient également être apportées.

La valeur zéro constitue la limite entre une tendance à l'accroissement ou à la décroissance des populations. Le signe de l'indicateur renseigne facilement le lecteur quant à la tendance de celui-ci. L'objectif des politiques considérées étant de préserver les espèces et leur diversité, une valeur au moins nulle voire positive de l'indicateur est espérée. De plus, il peut être pertinent d'analyser l'indicateur sur plusieurs pas de temps (5, 10, 25 ans), sous réserve de bien le préciser. L'évaluation souligne qu'il s'agit d'un indicateur d'état mis en place à partir de 1989, après qu'aient eu lieu de très profondes atteintes aux habitats agricoles et aux réseaux écologiques. La valeur de référence pourrait servir de valeur d'objectif, mais elle est en réalité probablement en deçà d'une valeur optimale et dépend de l'objectif de naturalité général.

L'indicateur est pertinent dans tous les contextes. Néanmoins, une des limites réside dans la capacité à détecter les espèces par leur chant. Il convient dès lors tout d'abord de rappeler que les espèces non chanteuses ne sont absolument pas couvertes par cette étude, ce qui mériterait d'être évalué : les tendances basées uniquement sur les espèces chantantes sont-elles représentatives des tendances pour l'ensemble des espèces ? La capacité à détecter les espèces par leur chant varie en fonction du contexte : un chant est souvent plus facile à entendre en plaine agricole qu'en forêt ou en milieu urbain, mais les communautés dans ces différents habitats pourraient aussi comprendre plus ou moins d'espèces chanteuses.

L'indicateur est ici restitué à l'échelle nationale, ce qui est la bonne échelle. La connexion et la comparaison avec d'autres enquêtes similaires dans d'autres pays sont probablement envisageables ainsi qu'avec échelle européenne. Si la couverture est suffisante, une déclinaison régionale peut être envisagée.

Un changement d'échelle spatiale peut changer la pertinence de l'indicateur par rapport aux enjeux associés, en particulier un changement vers une approche régionale qui dépend de l'importance et de la représentativité de chacun des types d'habitats (les milieux forestiers peuvent couvrir une large proportion de la surface dans certaines régions et pas dans d'autres ; les types de boisements peuvent affecter les probabilités de détection s'ils diffèrent entre les régions). Concernant l'échelle temporelle, considérer des échelles de temps plus longues permet de détecter les tendances de fond, en s'affranchissant des fluctuations à court terme liées aux variations naturelles ponctuelles de l'environnement, mais prendre en compte aussi les tendances à court terme peut éventuellement permettre de mettre en place des mesures de gestion conservatoire avant qu'il ne soit trop tard. Néanmoins, réduire le pas de temps ne se révèle pas possible en pratique.

A l'échelle régionale ou locale, les tendances peuvent varier. L'interprétation doit ainsi être précautionneuse et informée, par des indicateurs de pression par exemple.

C – Production de l'indicateur

Il est indiqué que l'agrégation des données par espèce se fait sur les « variations d'abondance » (les indices ou pourcentages par espèce). Une des discussions méthodologiques étant de ne pas agréger les abondances mais bien les indices pour éviter qu'une espèce très abondante masque les variations des plus rares, il conviendrait de revoir la formulation pour éviter d'éventuelles incompréhensions. Par ailleurs, un changement important de protocole a eu lieu en 2001. Il serait pertinent d'analyser dans quelle mesure les résultats ont pu être affectés. Il semble que l'indicateur pour les espèces généralistes a augmenté à partir de cette date : cela peut-il signifier, par exemple, qu'avant 2001 les données étaient affectées par un biais des observateurs tendant à se focaliser sur les zones plus propices aux espèces spécialistes ?

La manière de calculer l'indicateur est claire. L'évaluation pose la question du niveau d' « effectifs suffisants » retenu pour prendre en compte une espèce. Si les espèces devenant rares sortent de l'échantillonnage, ceci pourrait tendre à sous-estimer les diminutions de l'indicateur. Par ailleurs, l'évaluation souligne la pertinence du kit permettant l'analyse des données proposé en téléchargement et suggère de le généraliser à d'autres indicateurs.

La même méthode de calcul est également utilisée à l'échelle européenne, avec une liste différente. Les résultats peuvent toutefois être potentiellement biaisés par la capacité de l'observateur à détecter les oiseaux chanteurs, à cause par exemple de la densité de la végétation, des conditions météorologiques ou de son expérience. Certaines de ces variables pourraient être quantifiées lors de la collecte de données sur le terrain, puis prises en compte comme covariables dans l'analyse.

Le calcul ne prévoit pas de pondération, il s'agit d'une moyenne géométrique qui est à conserver. L'agrégation des données par espèce sur les indices et non les abondances est pertinente.

Il ne semble pas y avoir de problème particulier quant à son agrégation ou sa désagrégation à d'autres échelles, tant que les habitats considérés existent localement en surfaces significatives. Pour désagréger, il convient de reprendre les données de départ et suivre la même méthode à une autre échelle. Une échelle régionale ou locale nécessite cependant une compréhension fine du système. Les pratiques agricoles et de gestion des habitats et du territoire peuvent en effet varier fortement d'une région à l'autre, des interactions avec d'autres facteurs peuvent également avoir lieu.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation est plus positive que la précédente évaluation.

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme robuste. D'éventuels biais pourraient venir du choix des espèces, de la méthode de leur agrégation et de la capacité de détection dans les différents habitats. La moyenne géométrique limite les risques liés à la présence d'une espèce ayant un comportement différent des autres (Buckland et al 2005). Le choix de la liste d'espèces est essentiel, les espèces rares doivent être suivies (Renwick et 2012), le STOC prend en compte les espèces observées 50 fois sur l'année, ce qui semble raisonnable et suffisamment bas. Ceci n'est pas précisé sur la fiche. Une plus grande expérience des observateurs permettrait également d'augmenter leurs capacités de détection. Des covariables relatives à la fermeture des milieux et aux conditions météorologiques le jour de l'échantillonnage pourraient être collectées et intégrées à l'analyse. La méthode doit en tout état de cause être maintenue. La robustesse dépend largement du nombre de points permettant d'obtenir une tendance. Il ne faut pas modifier le pas de temps annuel entre deux collectes de données. L'absence de données manquantes sur 25 ans au niveau national est un point fort qui participe de la robustesse de l'indicateur. Celui-ci est par ailleurs aussi robuste quelle que

soit l'échelle de territorialisation, si les habitats sont également représentatifs et les conditions de collecte des données (détectabilité) comparables. Au niveau infra national, les résultats seront plus dépendants des sites, des interactions avec d'autres facteurs, de la compréhension fine des pressions, etc.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est très bonne à partir de 2001. L'effet observateur peut toutefois être une source importante d'imprécision, notamment l'expérience (Stjernman 2013) et les problèmes de détectabilité des espèces. La faible durée d'écoute est compensée par le nombre de sites et une répétition intra annuelle. Même si la méthode est très standardisée, la compétence de l'observateur et les conditions du relevé sont essentielles. Le choix des sites est amélioré depuis 2001 pour permettre une bonne représentativité du territoire. L'indicateur est assez précis pour retracer les variations du phénomène à l'échelle nationale. L'objectif est de fournir une information synthétique concernant la tendance d'évolution des populations concernées, et la fourniture d'un pourcentage sur une période donnée remplit cet objectif de manière satisfaisante. Les données sont collectées de manière annuelle, ce qui est le plus haut degré de précision possible si l'on considère que beaucoup des espèces concernées ne se reproduisent qu'une fois par an. Il ne faut pas allonger cet intervalle, cela ne ferait que diminuer le nombre de données et affecter la puissance de l'analyse de la tendance. L'analyse repose sur la tendance, des variations interannuelles pouvant se faire pour d'autres raisons et en raison également d'un time lag (décalage temporel pour la réponse, Kampichler et al. 2012). L'indicateur reste précis quelle que soit l'échelle géographique, mais il est plus facilement interprétable à l'échelle nationale et supranationale (Gregory et al 2005). Aux échelles régionales et locales, la difficulté réside dans le choix des sites et l'échantillonnage, la correction des biais, la prise en compte de facteurs en interaction, l'utilisation de variables d'état complémentaires et d'indicateurs de pressions ou encore la puissance de l'analyse (effectifs).

- **Sensibilité :** L'indicateur est très sensible. Il détectera 1% de variation moyenne de l'abondance des populations considérées (60 espèces), ce qui est suffisant. L'échelle nationale ou supranationale montre une bonne sensibilité aux pratiques culturales (Gregory et al. 2005). Il n'y a en principe pas de limite au plus grand changement en théorie, sauf à ce que l'observateur ne soit plus en mesure de détecter certaines espèces sur le terrain si un très grand nombre chantait simultanément, ce qui semble improbable. Kampichler et al. (2012) montrent par exemple que le groupe des oiseaux d'eau n'est pas très sensible (faible variation du CSI - Community specialization index). La nature même des pressions sur les habitats fait que les changements se produisent sur une temporalité plutôt longue, les événements mesurés ne devraient donc pas être brefs, mais les conséquences sur les communautés d'oiseaux des changements de régime peuvent toutefois être observées (Gregory et al. 2005 ; Kampichler et al. 2012). L'indicateur pourrait être analysé sur des fenêtres glissantes de différentes durées (5, 10, 25 ans). Concernant les données, une limite importante réside dans la méthode elle-même, qui restreint l'analyse aux espèces les plus détectables. Au sein de ces espèces, cependant, le protocole semble approprié et le territoire bien couvert par un très grand nombre d'observateurs bénévoles. Des erreurs peuvent survenir si l'observateur manque d'expérience ou si les conditions de relevé sont mauvaises (ce qui relève également de l'expérience de l'observateur), cela peut alors donner lieu à des résultats imprécis, biaisés vers de fausses absences si la détectabilité d'une espèce est faible dès le départ. L'indicateur est surtout utilisé pour informer sur des tendances de fond (pas de temps de 25 ans) ; la durée de la série temporelle permettrait maintenant de fournir des informations sur des changements de régime. L'indicateur est orienté vers la compréhension de l'impact des pressions liées aux activités humaines sur la biodiversité (par des déductions implicites sur les conséquences de la pression agriculturale intensive, de l'urbanisation et de la réduction/fragmentation des surfaces forestières ou modification des régimes forestiers), il n'est pas utilisé pour comprendre finement les changements de pression. L'indicateur pourrait suggérer un changement qui n'a pas eu lieu, notamment si la détectabilité des espèces fluctue alors que leur abondance ne fluctue pas : par exemple, si les conditions météorologiques évoluent graduellement, si le renouvellement des observateurs entraîne une baisse graduelle de leur expé-

rience moyenne, ou si la phénologie de reproduction -et donc des chants- évolue au cours de la saison mais les dates de collecte de données n'évoluent pas. Ceci peut être corrigé par la mesure de covariables liées à la détectabilité, voire des suivis de terrain permettant de s'assurer que la date des points d'écoute est éventuellement ajustée à la phénologie de reproduction annuelle si nécessaire. Le même raisonnement s'applique pour un changement qui aurait lieu et que l'indicateur n'aurait pas montré. De plus, l'indicateur regroupe des territoires contrastés, un lissage au niveau national peut empêcher de voir des effets régionaux. La sensibilité sera aussi bonne quelle que soit l'échelle territoriale, si la représentativité des habitats et la capacité de détection sont comparables entre les régions. Elle sera meilleure à une échelle où les pressions sont homogènes et les changements de régime identiques. Dans ce cas, une désagrégation à une échelle plus régionale (stratification) est intéressante pour comprendre les variations de l'indicateur à l'échelle nationale, mais l'échantillonnage diminuant il est important de ne pas trop diminuer la puissance ni de confondre l'effet du changement d'usage des sols et des pratiques culturales avec un autre facteur.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme étant très fiable. Il va dans le même sens que le phénomène décrit, tant qu'on considère que le phénomène mesuré est bien la variation d'abondance des espèces d'oiseaux spécialistes parmi une liste donnée. La fiabilité reste bonne quelle que soit l'échelle et l'intervalle de temps annuel entre deux collectes doit être conservé, car c'est une des sources de la fiabilité de l'indicateur.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, il traite de l'abondance des espèces d'oiseaux communs spécialistes d'habitat. Les oiseaux sont partie prenante de la biodiversité, leurs tendances d'évolution renseignent sur l'évolution de la diversité biologique. Les oiseaux spécialistes sont reconnus comme particulièrement sensibles aux fluctuations de leurs habitats (e.g. Devictor et al. 2008), et peuvent donc être considérés comme des espèces indicatrices de l'évolution de la qualité de ces milieux. La diminution d'abondance des spécialistes est liée à une homogénéisation biotique, la diversité des paysages et des écosystèmes diminuant, la diversité des fonctions diminue ainsi probablement que la résistance, résilience, etc. des écosystèmes. Par ailleurs, outre les services liés à la présence des oiseaux eux-mêmes (services esthétiques, culturels et de régulation), certaines espèces sont liées aux qualités intrinsèques de leurs habitats (qualité et âge des arbres en forêt, types de pratiques agricoles dans les cultures) dont elles peuvent être indicatrices. L'hypothèse posée est qu'une plus grande abondance d'oiseaux spécialistes d'habitats (valeur de CSI plus grande) est indicatrice d'une plus grande diversité des communautés d'oiseaux en lien avec une plus grande diversité des habitats. L'indicateur (augmentation des généralistes et diminution des spécialistes) montre une perte de biodiversité et une homogénéisation biotique, une homogénéisation fonctionnelle et une homogénéisation des paysages. Cela a de nombreuses implications philosophiques, politiques, ainsi que des corollaires sanitaires et économiques. Outre les oiseaux chanteurs nicheurs, il serait pertinent de créer un indicateur intégrant aussi les autres périodes de l'année et pouvant prendre en compte les oiseaux sur une autre base que leur seule détection par le chant. Des indices composites intégrant différentes sources de données, tels que le Living Planet Index (e.g. Collen et al. 2009), pourraient fournir une base sur laquelle s'appuyer pour construire un nouvel indice complémentaire. L'évaluation suggère également une carte des variations de Community specialization index (points = sites d'observation, couleurs selon variation, voir par exemple Kampichler et al. 2012 pour les oiseaux d'eau).

- **Données** : Les données semblent de qualité du fait d'un très bon maillage territorial rendu possible par un très grand nombre d'observateurs. Des données complémentaires en lien avec les capacités de détection sur le terrain pourraient être collectées lors des sorties. La liste des espèces doit être adaptée en cas de changement d'échelle spatiale et s'accompagner de collectes additionnelles impliquant éventuellement de nouveaux observateurs. Le suivi du même protocole doit assurer la qualité des données. A priori, un changement d'échelle n'entraîne-

rait pas de biais au niveau des données si la densité spatiale, écologique et temporelle des données est suffisante. Il faut cependant veiller à assurer un échantillonnage représentatif géographiquement et en termes d'habitats, par exemple à l'échelle d'une île ou d'un ensemble biogéographiquement cohérent d'îles (par exemple, les Mascareignes). Des difficultés pour trouver les observateurs peuvent éventuellement survenir dans certaines régions.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, il conviendrait de préciser plus explicitement (y compris dans le titre de l'indicateur) qu'il ne concerne que les oiseaux nicheurs, et en particulier ceux détectables au chant sur une courte période printanière et de jour. Une extension à d'autres espèces (non chanteuses), périodes (hors printemps) ou habitats (oiseaux de zones humides) pourrait être envisagée, en ajustant éventuellement les méthodes. Une extension géographique à l'outre-mer pourrait également être développée.

L'évaluation souligne enfin que la fiche de l'indicateur a été très nettement améliorée depuis la dernière évaluation de 2013, et que les commentaires formulés ont bien été pris en compte.

F – Bibliographie des évaluateurs

Buckland S. T. et al 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. Phil. Trans. R. Soc. B 2005 360, 243-254 doi: 10.1098/rstb.2004.1589.

Collen, B. Loh, J., Whitmee, S., McRae, L., Amin, R. & Baillie, J.E.M. 2009. Monitoring change in vertebrate abundance: the Living planet index. Conservation Biology 23(2): 317-327.

Devictor V., Julliard R., Jiguet F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. Oikos: 080211051304426.

Gregory R. and Van Strien A. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. Ornithol Sci 9: 3–22.

Gregory R. et al. 2008. The generation and use of bird population indicators in Europe. Bird Conservation International 18:S223–S244. doi: 10.1017/S0959270908000312.

Gregory R. D. et al. 2005. Developing indicators for European birds Phil. Trans. R. Soc. B (2005) 360, 269–288 doi:10.1098/rstb.2004.1602.

Jiguet F., A.-S. Gadot, Julliard R., Newson S. E., Couvet D. 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change Global Change Biology 13, 1672–1684, doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01386.x.

Kampichler C., van Turnhout C. A. M., Devictor V., van der Jeugd H. P. 2012. Large-Scale Changes in Community Composition: Determining Land Use and Climate Change Signals PlosOne April 2012 Volume 7 Issue 4 doi:e35272.

Lamb et al 2009. Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others? Ecological indicators 9: 432–444.

Renwick A. R., Johnston A., Joys A., Newson S. E., Noble D. G., Pearce-Higgins J.W. 2012. Composite Bird Indicators Robust to Variation in Species Selection and Habitat Specificity ECOLOGICAL INDICATORS · JULY 2012: 200-207. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.11.008.

Référencement

Hautekeete, N., Guillemain, M. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Évolution des populations d'oiseaux communs spécialistes ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DES SURFACES DE GRANDS ESPACES TOUJOURS EN HERBE

Taux d'évolution de la surface toujours en herbe (STH), surfaces collectives incluses, des petites régions agricoles (PRA) où ces surfaces représentent au moins 20% de la SAU

Code indicateur
SNB-B05-12-STH1
Évaluation FRB- i-BD² : N°24

Évaluation réalisée par
Audrey Michaud
Joan Van Baaren

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
22 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D11- Maîtriser les pressions sur la biodiversité

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Dernière évaluation
2013

L'évaluation souligne les biais importants rendant l'interprétation des valeurs de cet indicateur difficile, en particulier le fait que le dénominateur permettant le calcul n'est pas fixe et que plusieurs méthodologies s'inscrivant dans des pas de temps différents sont utilisées (recensement agricole et ESEA) pour le calcul. Des précisions sont à apporter pour que l'indicateur soit pertinent et opérationnel. L'évaluation formule un certain nombre de propositions.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur vise à suivre l'évolution des surfaces des grands espaces toujours en herbe au sein des petites régions agricoles.

L'indicateur est pertinent pour répondre à l'orientation B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » car il mesure l'évolution des surfaces toujours en herbe, celles-ci représentant un habitat favorable à la biodiversité. En revanche, le texte précise que ces surfaces sont favorables à la biodiversité si elles sont de taille suffisamment importante, ce qui est bien mesuré par l'indicateur, et si elles sont connectées, ce qui n'est pas mesuré. L'indicateur répond également à l'orientation stratégique D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité », bien que le lien soit plus faible. Il est en effet possible que le taux de surface en herbe reflète le résultat des actions menées pour protéger la biodiversité, mais ce n'est pas immédiatement visible avec l'indicateur. Pour ces deux orientations, l'indicateur est donc globalement pertinent, mais sous réserve que les pratiques de gestion sur ces surfaces ne soient pas modifiées à l'extrême (intensification des pratiques, par exemple). Concernant l'orientation E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action », il n'est pas possible de connaître l'évolution des politiques publiques en observant uniquement les valeurs de l'indicateur.

L'indicateur est associé à cinq objectifs, B5, B6, D11, E14 et E15.

Il est moyennement pertinent pour B5 du fait de l'absence d'un réseau d'aires protégées de différents milieux. L'indicateur ne s'intéresse qu'aux prairies, qui sont un milieu favorable à la biodiversité mais ne représentent pas l'ensemble des milieux.

Concernant l'objectif B6, le terme « préserver » convient si les pratiques agricoles ne changent pas considérablement, le terme « restaurer » n'est quant à lui pas adapté. D'autres mesures sont à mettre en place pour restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement.

L'objectif D11 est plus éloigné, car il nécessite de comprendre quelles sont les pressions existantes sur ce type de milieu alors que l'indicateur ne fait que mesurer l'évolution de la quantité de surface. L'objectif E14 s'intéresse principalement à la mise en œuvre de pratiques favorisant la biodiversité à différentes échelles et semble en-dehors du champ de l'indicateur. Enfin, la pertinence est moyenne pour l'objectif E15 qui nécessite la généralisation de méthodes ou de l'expérimentation.

L'intitulé de l'indicateur correspond à sa description, l'indicateur montre l'évolution de ces surfaces. Néanmoins, l'intitulé devrait être précisé pour signaler le seuil de prise en compte (20% de la SAU), en ajoutant par exemple « dans des espaces représentatifs ». En effet, il semble que la prairie permanente au milieu des cultures est exclue (si <20 % SAU). Or, cela pourrait constituer un biais au calcul alors que cette prairie, par sa permanence pourrait jouer un rôle pour la biodiversité.

La phrase présentant la valeur de l'indicateur est correcte par rapport aux objectifs proposés. Il convient de bien définir dans la description de l'indicateur ce que la STH inclut (parcours, estives et landes). Il semble que les estives et les parcours soient inclus mais qu'en est-il des landes ? La précision « petites régions agricoles » (PRA) indique que le calcul est effectué à partir des PRA. Il faudrait expliciter la méthode de calcul permettant le passage des PRA au niveau national.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance, car il s'agit de la surface totale en herbe à l'échelle de la France. Cette somme de valeurs concerne la surface totale en herbe dans les PRA, mais seules sont prises en compte les PRA dont la surface en herbe correspond à au moins 20% de la surface utile agricole (SAU). Le tableau de données présente toutes les PRA de France, et pour chacune, sa surface totale en herbe, sa SAU et le rapport entre les deux. La somme de la surface des PRA est ensuite calculée, ainsi que la SAU totale et le rapport est fait. On pourrait parfaitement travailler sur un taux moyen et présenter un intervalle de confiance, vu que le nombre de PRA est élevé (plus de 700 au total, dont environ 400 avec une STH supérieure à 20%). Par ailleurs, il faudrait préciser la méthode de calcul et comment sont prises en compte les « recensements agricoles et enquêtes structure » (ESEA) et le recensement agricole. En effet, l'échantillonnage et les enquêtes ne sont pas identiques, il faut donc bien les séparer. La source « recensement agricole » semble plus fiable. Pour la source ESEA, il faudrait préciser la méthode d'échantillonnage (taux de 10-12% ou par sondage ?).

Deux illustrations sont proposées. La première présente deux valeurs (taux en 2000 et taux en 2010), montrant une diminution de 7,9%. Ce graphique correspond au message véhiculé par l'indicateur. En revanche, le pas de temps est de 10 ans alors qu'il est indiqué que les données peuvent être recueillies avec un pas de temps plus court, ce qui serait préférable pour étudier une évolution. La seconde illustration montre une carte de France, avec la localisation des PRA comprenant plus de 20% de leur surface agricole utile en STH. Cette seconde illustration est intéressante mais concerne 2010, elle ne permet pas de voir l'évolution de l'indicateur. La précision sur ce qu'intègre la STH devrait en outre apparaître sur la carte et le graphique.

Les illustrations peuvent présenter un biais de visualisation. Sur le premier graphique, l'échelle des ordonnées commence à 7000 ha. Le graphique donne ainsi l'impression d'une baisse spectaculaire, alors qu'elle est de 7,9%. Si l'axe des ordonnées commençait à 0, elle paraîtrait nettement plus faible. Il faut donc faire attention aux échelles utilisées qui peuvent porter à confusion. Le second graphique illustre non pas les surfaces toujours en herbe, mais les PRA pour lesquelles ces surfaces dépassent 20%. De ce fait, la France apparaît nettement verte sur le graphique, avec plus de 50% du territoire qui sont les PRA avec plus de 20% de surface toujours en herbe. Ce qui peut être trompeur au départ, car il faut bien comprendre que ce sont les PRA et non les surfaces toujours en herbe qui sont représentées. Si le sous-titre l'indique correctement, le titre « localisation des surfaces toujours en herbe » est quant à lui trompeur.

L'interprétation de la valeur est sujette à erreur. Il existe un fort biais dans cet indicateur car les deux parties du rapport (numérateur et dénominateur) changent année après

année. En effet, le dénominateur représente la SAU, qui est elle-même en forte régression au niveau national. Le numérateur représente la STH. Les données sont disponibles pour plus de 700 PRA. Plusieurs cas de figure peuvent survenir. Par exemple, si la SAU diminue, mais que ce sont surtout les zones autres que la STH qui diminuent en surface, le rapport augmentera, alors même que la STH pourra diminuer légèrement (mais moins vite que la SAU). Si au contraire, ce sont surtout les STH qui disparaissent de la SAU, le rapport diminuera très fortement. Le troisième cas de figure est celui où les deux diminuent (la STH et la SAU) dans les mêmes proportions, le rapport sera alors constant. Le graphique proposé avec les seules valeurs de 2000 et 2010 au niveau national correspond au second cas (la STH diminue proportionnellement plus que la SAU), rendant de ce fait l'intitulé de l'indicateur faux, de même que l'objectif proposé. Ce que l'indicateur représente réellement est l'évolution de la STH par rapport à l'évolution de la SAU, et non uniquement l'évolution de la STH à l'échelle de la France. En outre, l'indicateur donne uniquement une valeur globale au niveau de la France, masquant de fortes différences entre les PRA, ce qui est visible dans le tableau de données. Par exemple, pour la PRA « zone forestière du pays de Gex », la STH et la SAU ont augmenté entre 2000 et 2010, la STH ayant augmenté dans une proportion plus grande que la SAU. Dans la zone d'élevage du pays de Gex, la STH et la SAU ont toutes deux diminué, et la STH a diminué proportionnellement moins que la SAU. Dans la PRA de Bresse, la STH et la SAU ont aussi diminué, mais là c'est la STH qui a proportionnellement plus diminué que la SAU.

Un autre biais dans l'interprétation peut en outre venir de l'absence de définition de STH et de la précision de ce qu'elle inclut et n'inclut pas.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'évaluation relève un grand flou concernant le pas de temps. Les valeurs peuvent être obtenues tous les 3-4 ans et proposées tous les 3 ans avec un calcul. Le pas de restitution est de 2 à 5 ans, sans qu'il ne soit précisé comment il serait possible d'obtenir les valeurs pour 2 ans, et le graphique est sur 10 ans. Par ailleurs, dans la définition, il est nécessaire de préciser ce qu'on entend par « étendu », différentes interprétations étant possibles.

La méthode de rétro calcul est appropriée, l'évaluation suggère de proposer deux niveaux : une évaluation tous les 10 ans à l'aide du recensement et une plus fréquente à l'aide d'ESEA. Il convient de ne pas mélanger les graphes et résultats issus des deux calculs car les degrés de précision sont différents. Cette nuance doit aussi s'appliquer sur les pas de temps de disponibilité des valeurs et de restitution. Une 3e méthode est proposée pour avoir une évolution annuelle de la surface toujours en herbe des PRA à partir des deux méthodes précédentes. Pour cela, il faut clarifier les deux précédentes méthodes et bien comprendre les points communs et les différences entre elles (échantillon, enquêtes, traitement de données), afin de déterminer si une extrapolation annuelle est possible.

La valeur présentée est une valeur continue. Une valeur de 0 montrerait que l'indice n'a pas évolué, les autres valeurs indiquent une évolution positive ou négative. Il serait difficile d'établir une valeur seuil minimal à ne pas dépasser (par exemple, ne pas diminuer de plus de x% tous les 10 ans) car la dépendance au contexte agricole est trop forte.

Il n'y a pas de valeur cible et il est difficile d'en établir une. Il serait intéressant que les surfaces toujours en herbe augmentent, ou au moins qu'elles ne diminuent pas plus vite que la SAU. Puisqu'on ne s'intéresse qu'à l'évolution des surfaces toujours en herbe par rapport à celle de la SAU, si le rapport augmente cela signifie seulement que d'autres éléments de la SAU diminuent plus, ce qui n'est pas forcément favorable à la biodiversité. Cet indicateur, du fait du biais précédemment décrit, ne peut pas forcément mettre en évidence une augmentation de la STH si la SAU de la petite région agricole concernée augmente aussi, ce qui est le cas du pays de Gex. La question se pose également du repère initial à utiliser pour définir une augmentation ou une diminution.

L'indicateur est plus pertinent dans les petites régions agricoles qui comportent une surface suffisamment importante de STH.

L'échelle de restitution est la métropole, l'indicateur permet de descendre au niveau des petites régions agricoles. Il y a une très grande diversité de situations entre les PRA (voir fiche de données). Une moyenne au niveau régional pourrait apporter plus

d'informations. En outre, l'utilisation d'un rapport (STH/SAU) est trompeuse. Comme la surface du territoire français est constante, ce serait beaucoup plus pertinent de considérer l'évolution de la STH par rapport à la surface de la France ou par rapport à celles des régions, ou des types de milieux. De plus, un changement d'échelle vers le niveau supranational pose la question de la définition des STH, qui n'est pas forcément la même dans tous les pays. L'indicateur est en outre très spécifique : il vise les surfaces toujours en herbe, dans les PRA (qui n'ont pas obligatoirement un équivalent exact dans d'autres pays), et prend en compte seulement les PRA où la STH est supérieure à 20%. Cela rend la comparaison difficile.

Du fait du biais dans le calcul de l'indicateur, si celui-ci était proposé à une échelle de temps beaucoup plus courte, ou même à une échelle spatiale plus réduite (par exemple la PRA), il pourrait varier dans différentes directions et ne serait pas facilement interprétable. L'indicateur fait de plus appel à différentes méthodes de calcul, un changement d'échelle temporelle aurait une incidence sur la pertinence de l'indicateur.

Si l'indicateur mesurait l'évolution de la STH sur une surface fixe, le changement d'échelle ne changerait pas sa pertinence par rapport au phénomène décrit. Un changement temporel aurait quant à lui une incidence car les valeurs de l'indicateur peuvent varier selon la méthode de calcul, qui dépend de la façon dont les données ont été recueillies (échantillonnage, précision des données, etc.).

C – Production de l'indicateur

L'évaluation rappelle que comme seules les petites régions agricoles dont la surface toujours en herbe représente au moins 20% de la surface agricole utile sont prises en compte, le nombre de PRA visé à une échelle de 10 ans peut varier fortement. Il convient en outre d'expliciter le choix d'un seuil de 20%. Par ailleurs, les éléments sur la méthodologie (recensement agricole et ESEA) seraient à intégrer ici pour clarifier le message et expliquer comment faire le pont entre les données recueillies tous les 10 ans (recensement) et celles intermédiaires (3-4 ans, ESEA) et annuelles (extrapolation?).

La manière dont est calculée la valeur de l'indicateur peut être précisée. D'autres modes de calcul montreraient toujours une diminution de ces surfaces, mais l'amplitude de la diminution peut être affectée par les méthodes de calcul et, ici, les méthodes d'échantillonnage.

Pour permettre une bonne interprétation, il faudrait que l'indicateur soit basé sur un dénominateur qui ne varie pas. Il faudrait en outre vérifier les différentes méthodologies (recensement agricole et ESEA) et indiquer les éventuelles différences, pour notamment déterminer si une comparaison entre des informations s'inscrivant dans des pas de temps différents est possible. S'il n'y en a pas, il s'agit de montrer que l'on peut avoir une mesure sur plusieurs pas de temps (un affichage en même temps). Deux méthodes pourraient également être proposées, chacune correspondant à un pas de temps (tous les 10 ans et tous les 3-4 ans, sur deux plans différents). Enfin, une extrapolation annuelle peut être envisagée selon les résultats.

Les pondérations concernent les types de surfaces prises en compte, ici les STH. L'autre pondération est de ne prendre en compte que les PRA dont la STH représente au moins 20% de la SAU. Modifier la définition et/ou le seuil modifierait obligatoirement les valeurs de l'indicateur.

L'évaluation insiste sur le biais majeur existant, dû au numérateur et au dénominateur qui peuvent varier simultanément. Ce biais se retrouve aux différentes échelles spatiales considérées.

D – Analyse de l'indicateur

L'évaluation s'inscrit dans la continuité des remarques de la précédente évaluation et appelle à préciser et consolider l'indicateur.

- **Robustesse :** La robustesse est faible et est à améliorer, notamment par des précisions sur l'intervalle de temps et le seuil retenus. Les biais sont liés aux varia-

tions simultanées du dénominateur et du numérateur, au couplage de différentes méthodes de calcul liées à deux enquêtes différentes et à la notion d'effet seuil abordée. Ils peuvent être évités notamment en utilisant un dénominateur fixe (surface de la France ou surface à plus petite échelle mais qui ne varie pas) et en clarifiant les méthodes d'enquêtes, d'échantillonnage et de traitement des données des deux méthodes. Concernant les données, il peut y avoir des erreurs selon les méthodes utilisées et la manière de déclarer les surfaces toujours en herbe. Il faut donc clarifier les méthodes et les définitions des termes (SFP, seuil) pour éviter des biais. Si l'intervalle de temps était modifié pour le calcul de l'indicateur, il serait intéressant de le proposer à des pas de temps plus courts. L'indicateur est aussi robuste quelle que soit l'échelle territoriale s'il est calculé sans biais, il s'agit d'additionner les STH des petites régions agricoles pour obtenir une valeur nationale.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est faible et est à améliorer. Travailler en surface ou en pourcentage rend l'indicateur précis mais il faut clarifier les points faibles liés à la robustesse pour affirmer sa précision. Les sources d'imprécision sont les mêmes que pour la robustesse. Un pas de temps court serait souhaitable. Il faut bien clarifier l'intervalle de temps utilisé (10 ans / 3-4 ans) et définir les comparaisons possibles. Au sein d'une méthode utilisée, l'information peut en outre changer selon la manière dont elle est récoltée et l'indicateur en être affecté. Il convient de s'assurer que les informations récoltées soient toujours identiques. De même, l'effet seuil mis en évidence dans le calcul de l'indicateur doit être clarifié pour que sa prise en compte soit toujours identique ou en tout cas évolue selon le contexte agricole. L'indicateur sera aussi précis quelque soit l'échelle territoriale, si les biais sont évités. La compréhension du phénomène sera plus facile à lire à des échelles spatiales plus réduites car les disparités semblent considérables au niveau français, une baisse à un endroit pourrait masquer une augmentation ailleurs. Au niveau français, il serait préférable de présenter une moyenne avec un écart-type plutôt qu'une seule valeur nationale.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est bonne mais doit également être améliorée. L'indicateur peut détecter des variations de surface entre t et t+1 à l'échelle des petites régions agricoles et donc au niveau national, ainsi que la prise en compte ou non d'une PRA dans le calcul (seuil 20%). Cela semble ici suffisant. Un indicateur avec un dénominateur fixe pourrait détecter une différence de 1 ha, donc être extrêmement sensible. Il n'y a pas de limite supérieure, sauf le nombre d'hectares total français. L'indicateur tend à montrer une tendance à long terme, il n'a pas pour objectif de signaler les événements brefs et extrêmes. Il n'est pas non plus utilisé pour détecter des changements inhabituels. Cependant, étudier son évolution sur des pas de temps resserrés apporterait des informations immédiates sur les effets des politiques agricoles et publiques ou du contexte agricole. Cela permettrait également de réagir plus rapidement, plutôt que se situer dans des pas de temps à 10 ans. Cet indicateur reflète une évolution des pratiques agricoles liées à un contexte. L'implication de ces surfaces dans les politiques (interdiction de retournement) est toutefois à relativiser. Si l'indicateur n'indiquera pas de changement qui n'a pas eu lieu, il peut en revanche ne pas détecter un changement qui s'est vraiment produit, notamment à cause du biais d'un numérateur et un dénominateur non fixe. Par exemple, le rapport peut rester constant, alors que les deux surfaces (STH et SAU) diminuent, très fortement ou pas mais dans les mêmes proportions. Cela arrivera également si les méthodes de recueil de données ne sont pas précises. L'indicateur est aussi sensible quelle que soit l'échelle territoriale. Il sera plus réactif à une échelle plus réduite car les disparités au niveau national peuvent masquer des changements allant dans des sens inverses à des échelles plus petites.

- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité de l'indicateur est faible mais pourrait être renforcée. L'indicateur peut ne pas varier dans le même sens que le phénomène décrit. Cet indicateur a pour objectif de décrire l'évolution de la STH dans le temps. Or, comme dit précédemment, le dénominateur représente la SAU, qui est elle-même en forte régression au niveau national (et n'est donc pas une donnée fixe). Le numérateur représente la part de STH. Plusieurs cas peuvent se produire selon leurs évolutions respectives). Comme il y a de très fortes disparités entre régions et même entre PRA, plus l'échelle est grande, moins la fiabilité est bonne. En effet, le résultat étant une somme de rapports, dont chacun peut présenter un biais (suite au fait que numérateur et dénominateur peuvent varier), plus le nombre de

rapports additionnés est important, moins le résultat final sera significatif. A une échelle plus restreinte, la probabilité est plus forte que les SAU et STH évoluent dans le même sens.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, car les surfaces toujours en herbe sont considérées comme riches en biodiversité dans un paysage agricole. Par conséquent, plus ces surfaces sont importantes (mais aussi, ce qui n'est pas mesuré par l'indicateur, plus elles sont connectées), plus la biodiversité sera intéressante dans ces zones. La diversité des pratiques agricoles sur ces espaces sera source d'une diversité en termes de biodiversité, celle-ci n'est cependant pas évaluable à travers cet indicateur. Les surfaces toujours en herbe représentent un écosystème en soi. La surface, de même que la connectivité entre ces surfaces, est importante pour le fonctionnement de cet écosystème. L'indicateur est lié aux fonctions de régulation des cycles, d'alimentation (approvisionnement), d'échange, de transfert, etc. Les surfaces toujours en herbe sont enfin liées à de nombreux services écosystémiques, tels que la séquestration du carbone et la régulation du climat, la pollinisation, le contrôle biologique, la purification des eaux, le contrôle des bioagresseurs et les invasions, la nourriture pour les animaux, la conservation de la diversité ordinaire et patrimoniale, les services esthétiques, culturels, etc. Plus ces surfaces sont importantes et connectées, plus les services écosystémiques rendus seront importants. Ces surfaces représentent donc un grand réservoir de services écosystémiques à l'origine d'une grande biodiversité, il est important de les maintenir. Le lien entre l'indicateur et la biodiversité existe et fait l'objet de mesures politiques pour conserver ces surfaces (interdiction de retournement des prairies permanentes, MAE, etc.). Les STH favorisent globalement l'abondance et la diversité des espèces liées aux prairies. Leur préservation peut représenter des objectifs politiques, économiques, philosophiques et biologiques.
- **Données** : Les légendes du graphique doivent être adaptées pour ne pas donner lieu à des interprétations ambiguës. Il n'y aurait pas besoin d'une modification du jeu de données en cas de changement d'échelle spatiale, mais il faudrait préciser comment les PRA ont été combinées. La déclinaison pour l'outre-mer ne nécessite pas d'ajustement particulier si les données sont disponibles. Pour un changement d'échelle temporelle, il faut au préalable clarifier et préciser les méthodes. Il n'y aurait pas de biais avec un tel changement d'échelle, tant que la base utilisée reste au niveau des PRA et, pour un changement temporel, du fait des outils et méthodes mobilisées.

E - Propositions d'amélioration

Les champs « avantages et limites » de la fiche ONB ne sont actuellement pas renseignés. Les limites méthodologiques sont à préciser après ajout des informations manquantes. L'évaluation précise que l'indicateur a l'avantage d'être facile à comprendre, sous réserve de bien clarifier les termes et la méthodologie.

L'évaluation suggère d'apporter des précisions sur le périmètre inclus dans les surfaces toujours en herbe. Elle propose également de mesurer la diversité de ces surfaces toujours en herbe en utilisant des outils tels que des typologies, afin de donner un niveau de biodiversité au sein de ces surfaces. Cette étape pourrait être complexe car il faudrait combiner des outils existants (combiner des typologies) et étudier les liens entre ces outils. Il faudrait également développer un indicateur dont le dénominateur (la surface par rapport à laquelle on évalue l'évolution de la STH) serait fixe, à l'échelle nationale, ou à des échelles plus petites. Les objectifs, la description et les attendus de cet indicateur devraient sinon être modifiés.

L'évaluation propose également de s'inscrire dans un pas de temps plus court. Un indicateur n'incluant pas seulement les surfaces mais aussi leur connectivité serait réellement plus intéressant.

L'évaluation rappelle que les données sont abondantes pour les surfaces. Elles sont manquantes sur la connectivité de ces zones et éventuellement sur leur bon état de conservation. La création d'une méthodologie claire pour mesurer cet indicateur est

nécessaire et pourrait être proposée dans le recensement agricole et ESEA.

En outre, vu la diversité entre les zones, une déclinaison à plus petite échelle serait souhaitable pour inciter des mesures politiques là où ces STH diminuent plus fortement. Cet indicateur, sans biais, peut en effet fournir des éléments sur les zones où les STH diminuent fortement et nécessitent des mesures de protection particulières. Il peut être un support d'utilisation aux politiques pour évaluer leur impact, comprendre le contexte agricole et mieux aider à la conservation et gestion. Il serait également intéressant de le décliner à l'outre-mer. Aux niveaux international et européen, une comparaison serait pertinente mais pourrait être difficile faute d'équivalent.

Les évaluateurs soulignent enfin qu'il y a eu de nombreux ajouts d'information par rapport à la dernière évaluation. Il y a cependant encore beaucoup de modifications à apporter pour que cet indicateur soit opérationnel.

F -Bibliographie des évaluateurs

L'évaluation précise qu'il est nécessaire de clarifier la définition des termes de cet indicateur avant de pouvoir le relier à des publications. Les publications ci-dessous traitent des indicateurs, méthodes et outils utilisés pour la gestion des prairies permanentes ; des effets de la taille et de la connectivité des prairies permanentes sur la biodiversité floristique ; de la comparaison de 5 types d'usage des terres, dont les prairies permanentes dans leur rôle sur le service de maintien des sols et de purification de l'eau ; d'indicateurs permettant d'évaluer les services écosystémiques produits par les prairies permanentes ; et des facteurs pouvant être utilisés comme indicateurs du bon fonctionnement écologique des prairies permanentes.

Duru, M.; Jouany, C.; Theau, J. P.; et al. (2015) A plant-functional-type approach tailored for stakeholders involved in field studies to predict forage services and plant biodiversity provided by grasslands. GRASS AND FORAGE SCIENCE Volume: 70 Issue: 1 Pages: 2-18.

Duru, M.; Jouany, C.; Theau, J. -P.; et al. (2013) Functional ecology for evaluating and predicting the aptitude of permanent grassland to provide services. FOURRAGES Issue: 213 Pages: 21-34.

Krause, B.; Culmsee, H.; Wesche, K.; et al. (2015) Historical and recent fragmentation of temperate floodplain grasslands: Do patch size and distance affect the richness of characteristic wet meadow plant species? Folia Geobotanica 50(3):253-266.

Murugan, R.; Loges, R.; Taube, F.; et al. (2014) Changes in Soil Microbial Biomass and Residual Indices as Ecological Indicators of Land Use Change in Temperate Permanent Grassland. MICROBIAL ECOLOGY Volume: 67. Issue: 4 Pages: 907-918.

Seuret, J. -M.; Theau, J. -P.; Pottier, E.; et al. (2014) Management tools for optimizing grassland utilization and boosting farmer confidence. FOURRAGES Issue: 218. Pages: 191-201.

Soinne, H.; Hyvaluoma, J.; Ketoja, E.; et al. (2016) Relative importance of organic carbon, land use and moisture conditions for the aggregate stability of post-glacial clay soils. SOIL & TILLAGE RESEARCH Volume: 158 Pages: 1-9.

Référencement

Michaud, A., Van Baaren, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Evolution des surfaces de grands espaces toujours en herbe ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

ÉVOLUTION DU NOMBRE DE TRACES DE PONTES DE TORTUES MARINES EN OUTRE-MER

Taux d'évolution du nombre de traces de pontes de tortues marines dans les territoires ultramarins

Code indicateur
SNB-B04-12-TTM1
Évaluation FRB- i-BD² : N°25

Évaluation réalisée par
Damien Chevallier
Miguel Pedrono

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
12 juillet 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Objectifs secondaires
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

C10 - Faire de la biodiversité un moteur de développement et de coopération régionale en outre-mer

Première évaluation

L'évaluation estime que l'indicateur devrait être calculé à l'échelle régionale et ne pas agglomérer l'ensemble des territoires outre-mer français. Elle souligne qu'il est nécessaire de préciser que la valeur actuelle n'est pas la moyenne glissante sur 3 ans comme cela est pourtant indiqué. Enfin, elle rappelle l'importance de protocoles de suivi pour obtenir des données les plus fiables possibles.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur s'inscrit bien dans l'orientation B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer », ce qui est moins vrai pour C « Investir dans le capital écologique ». De la même manière, il répond à l'objectif B4 mais pas véritablement à C10.

La description de l'indicateur correspond parfaitement à son intitulé. La phrase présentant sa valeur est correcte dès lors qu'il s'agit d'une moyenne glissante sur 3 ans. L'évaluation propose de fournir cette valeur pour un pas de temps plus grand qu'une année, la variable n'ayant pas de sens à court terme, elle peut rendre la phrase trompeuse. Celle-ci est par ailleurs incomplète dans le document réunissant les données sources : « Pontes tortues marines ». L'évaluation suggère « Nombre de traces de pontes des tortues marines » puisque, dans la pratique, le nombre de traces n'est pas équivalent au nombre de pontes.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance ni de taille d'échantillon. Ces informations pourraient être données sans que cela soit néanmoins indispensable. Cela dit, l'évaluation souligne qu'il n'est pas facile de comprendre le calcul d'une moyenne glissante sur trois années alors que les données de deux années (2010 et 2011) seulement sont disponibles.

Le premier graphique correspond au message véhiculé par l'indicateur. Ce n'est pas le cas du second visuel qui correspond à l'abondance des traces de pontes par espèce. Or, ce n'est pas le sujet principal qui est bien les traces de pontes, et non le suivi et/ou l'observation des tortues marines. Les photos peuvent porter à confusion. Elles pourraient être remplacées par des photos de tortues en ponte ou des photos de traces de tortues qui seraient bien plus explicites et adaptées au sujet.

Il existe un biais de visualisation, directement lié au fait qu'apparemment il n'y a pas

eu de calcul d'une moyenne glissante sur 3 ans, contrairement à ce qui est indiqué, pour produire les valeurs sur lesquelles est basée la première illustration. Dès lors, sa seule visualisation va forcément induire le lecteur en erreur quant à la tendance réelle de l'indicateur, puisqu'elle peut être opposée à la représentation fournie par le visuel 1. Par ailleurs, un autre biais existe. Si l'on regarde le graphique, la tendance du nombre de traces (et indirectement de la population nicheuse) pourrait être interprétée comme en diminution. Or, si nous prenons le cas des tortues vertes et des tortues luth, il n'y a pas de relation entre les données de 2010 et 2011, vu que cette espèce revient pondre tous les 2 à 3 ans. Ainsi, ce n'est pas la même cohorte d'individus d'une année sur l'autre.

L'interprétation de la valeur peut être dès lors sujette à erreur pour des non spécialistes des tortues marines, à cause des biais liés au mode de calcul (absence de moyenne glissante sur 3 ans) et car il s'agit d'une tendance moyenne calculée à partir des traces relevées pour toutes les espèces de tortues marines. Il se peut par exemple que la tendance globale montrée par l'indicateur indique une progression du nombre de traces, alors que cette progression peut être le fait d'une ou deux espèces communes, pendant que les espèces les plus rares voient leur nombre de traces s'effondrer dans le même temps. La valeur de l'indicateur peut donc totalement cacher un crash pour les populations de certaines espèces de tortues marines car, a priori, les effectifs des différentes espèces de tortues marines venant pondre ne sont pas liés entre eux. Enfin, une autre erreur dans l'interprétation de cet indicateur serait de penser qu'une certaine stabilité de sa valeur exprime une certaine viabilité des différentes populations, alors que la démographie longévive des tortues marines peut cacher durant de nombreuses années le déclin de leurs populations, lié par exemple à l'absence de recrutements, non pris en compte par cet indicateur.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La définition fournie ne semble pas correspondre à la valeur qui a été calculée. Il est impossible de fournir une moyenne glissante sur 3 ans du nombre de traces à partir des données de deux années.

Aucune valeur cible n'est associée à l'indicateur. L'évaluation suggère de fournir des valeurs « historiques » moyennes de cet indicateur pour certains territoires, dans la mesure où les effectifs de ponte des tortues marines sont suivis depuis les années 70-80 sur certains sites. Ces valeurs pourraient servir de référentiel à atteindre dans le cadre de programmes de conservation/restauration de ces espèces, ou a contrario pourrait permettre de quantifier un déclin local de certaines populations.

L'indicateur sera plus ou moins pertinent suivant le contexte : 1/ la zone géographique, 2/ le nombre de secteurs de ponte à suivre, 3/ la répartition sur le territoire des secteurs à suivre, 4/ la caractéristique de la plage (soumise ou non à l'érosion).

L'échelle territoriale de restitution et le grain de précision ne sont pas adéquats. Il est délicat d'agglomérer différents effectifs reproducteurs de tortues marines originaires de territoires particulièrement éloignés. L'accroissement des effectifs de femelles reproductrices sur un territoire peut occulter un déclin sévère dans un autre territoire. On ne peut pas comparer des données issues de sites de ponte répartis sur plusieurs îles (par ex. îles éparses), plusieurs sites (par ex. Martinique, Guadeloupe) et des sites de ponte répartis sur deux secteurs accessibles par la voie terrestre (par ex. Guyane française) car la qualité du suivi, et partant des données obtenues, en sera affectée. Il serait plus judicieux d'avoir un indicateur par territoire et d'ensuite de les confronter entre eux pour évaluer si les tendances relevées sur un territoire y sont spécifiques ou relèvent d'un phénomène global. En outre, l'évaluation s'interroge sur la raison de regrouper les traces de pontes des femelles reproductrices de tous les territoires ultra-marins français. S'il s'agissait des traces relevées sur l'ensemble des plages du monde, cela pourrait avoir un sens en termes d'évolution globale des effectifs des populations des différentes espèces. Cependant, une telle interprétation n'est pas possible vu que seuls les territoires français sont pris en compte.

Une échelle temporelle plus importante permettra d'accroître la signification de l'indicateur. Par ailleurs, le suivi des traces peut être journalier sur certains sites et espacé de plusieurs jours à plusieurs semaines sur d'autres (par ex. problèmes logistiques). Ainsi, les données obtenues peuvent affecter l'information et donc la pertinence de l'indicateur au regard des enjeux de conservation.

Le changement d'échelle temporelle ou spatiale peut renforcer la relation entre l'indicateur et le phénomène qu'il décrit, que ce soit en restreignant à un seul territoire ultra-marin ou en augmentant l'échelle temporelle. En outre, compte tenu de l'impact négatif des variables océanographiques et météorologiques sur les traces de tortues (surestimation ou sous-estimation du nombre de traces), il est primordial de comparer des sites où l'effort de suivi est similaire.

C – Production de l'indicateur

Le mode de calcul de l'indicateur est clair, avec la même remarque déjà formulée sur l'indication du calcul de la valeur reposant sur une moyenne glissante alors que ce n'est pas le cas.

D'autres modes de calcul existent et peuvent aboutir à d'autres résultats. Concernant le nombre d'années utilisées pour calculer les moyennes glissantes, il est nécessaire d'en utiliser 3 au minimum, bien que 4 ou 5 années pourraient améliorer l'expression des tendances. En revanche, en-deçà, les conclusions seraient toutes autres. En outre, certaines méthodes de calcul se basent sur les séries de comptage afin de définir la précision optimale à partir d'un effort de suivi minimal. Différentes stratégies de réduction peuvent être appliquées aux jeux de données.[1] Ainsi, suivant la méthode de calcul utilisée et la fiabilité des données, les résultats et donc les conclusions seront différents en termes d'interprétation de l'analyse de la dynamique des populations de tortues marines, ce qui peut avoir des conséquences sur la définition du statut de conservation d'une espèce.

Afin d'améliorer la manière dont est mesuré l'indicateur, il est primordial de revoir les protocoles de suivi afin que ces derniers indiquent systématiquement l'effort de suivi, la zone géographique couverte, incluant le taux d'erreur en fonction de l'espèce et du site de suivi. Ainsi, on appliquera une méthode de calcul en fonction de l'effort de suivi. Une autre amélioration possible consisterait à augmenter le nombre d'années utilisées pour calculer la moyenne glissante et le restreindre à chaque espèce.

Il n'y a pas véritablement de méthode plus adaptée qu'une autre puisque celle-ci dépendra directement de l'effort de suivi et donc de la qualité des données. Les efforts de suivi ne sont pas les mêmes entre les territoires. Chaque zone de suivi devra utiliser une méthode distincte en fonction de l'effort du suivi, du type d'espèce et des caractéristiques de la zone visée. En tout état de cause, il serait préférable d'avoir un indicateur par territoire avant de l'agréger avec les autres territoires.

Enfin, il serait nécessaire de préciser dans quelle mesure les données brutes fournies par les différents observateurs sont « nettoyées » et certaines éliminées, afin de limiter les biais.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est assez faible. L'indicateur doit prendre en compte les éventuels biais et les taux d'erreurs liés aux paramètres suivants. L'indicateur peut être affecté par des biais importants, liés à des relevés de données imprécis ou des erreurs, l'expérience des observateurs, la périodicité des relevés de données et le protocole utilisé. Les biais peuvent aussi venir du nombre d'années utilisées pour calculer les moyennes glissantes, du fait de regrouper des territoires ultra-marins en suivant une logique purement administrative (territoires français), du fait de regrouper des espèces à l'écologie parfois très différente (par exemple, espèces pélagiques avec espèces côtières). Pour

1 Les stratégies de réduction sont les suivantes : i) Réduction homogène : cette méthode consiste à réduire aléatoirement le nombre de jours de suivi avec une probabilité allant de 0 à 0,95 par pas de 0,05 ; ii) Réduction régulière : cette méthode garde N à N-1 jours de suivi consécutifs tous les N jours. Les jours supprimés sont tirés aléatoirement dans les séquences de N jours, N variant de 7, 10 et 15 jours ; iii) Réduction hétérogène : cette méthode permet d'appliquer une probabilité de réduction différente selon la période de la saison de ponte. Plusieurs variantes peuvent être testées : faible réduction proche du pic de ponte (30 ou 60 jours) et forte réduction au-delà et inversement (Russo & Girondot, 2008).

contrôler ces biais, il s'agit dès lors d'éviter de regrouper ensemble des populations géographiques et des espèces distinctes. Il est primordial de limiter l'erreur ou au moins la prendre en compte dans les analyses. Pour ce faire, il est important de créer des protocoles de relevés adaptés aux « zones géographiques », et plus précisément aux caractéristiques des zones suivies (site de ponte important concentré sur une zone « unique » ou sites de ponte « dispersés » ?), à la logistique et au personnel disponible, aux espèces suivies, aux caractéristiques du site de ponte (plage large ou étroite, plage longue ou courte, phénomènes d'érosion, etc.). Dans ce contexte, on devra introduire les données aléatoires dans le modèle de calcul afin de limiter les biais et donc, par conséquent, éviter une mauvaise interprétation des résultats obtenus. Il s'agit également de rester modeste dans la définition de l'indicateur et de l'établir territoire par territoire, et espèce par espèce. Une étude approfondie actuellement en cours sur l'estimation du taux d'erreur en fonction de différentes variables (effort de suivi, type de plage, espèce suivie, observateur, facteurs environnementaux (océanographiques et météorologiques)) pourrait apporter des éléments. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données pour le calcul de l'indicateur affecterait la robustesse car les données ne seront pas basées sur une série temporelle bien définie, ce qui apportera un biais aux analyses comparatives. Il est, de plus, nécessaire pour les espèces longévives pour lesquelles la reproduction n'est pas forcément annuelle de travailler sur des jeux de données regroupant un grand nombre d'années. L'indicateur ne sera pas aussi robuste à toutes les échelles territoriales. Il perd en robustesse dès lors que sont regroupés différents territoires administratifs plutôt que géographiques. Il dépend en outre de l'effort de suivi qui ne sera pas le même suivant les sites.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est faible, non représentatif de la réalité. Les imprécisions pouvant affecter la valeur de l'indicateur se situent principalement au niveau (1) du protocole de collecte des données, (2) de l'effort de suivi, (3) du site de suivi, (4) de l'espèce suivie, (5) des paramètres environnementaux et (6) de l'observateur. Ces imprécisions peuvent être évitées si l'on cible les protocoles suivant les sites. En ce qui concerne la collecte de données sur le suivi des traces, il existe une méthode standardisée (voir SWOT), mais cette méthode ne prend pas en compte les biais liés aux différents points énoncés plus haut. De plus, s'agissant d'un pourcentage interannuel, on peut penser que l'effort de suivi reste relativement constant d'une année sur l'autre par territoire. Afin de bien tracer les variations du phénomène décrit, il serait préférable d'utiliser cet indicateur par territoire et par espèce, au lieu de tout agglomérer pour obtenir un indicateur global qui perd en robustesse. L'indicateur est adapté sur des sites où le suivi est réalisé quotidiennement et durant chaque année. Comme pour la robustesse, un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données affecterait la précision de l'indicateur car les données ne seront pas basées sur une série temporelle bien définie, ce qui apportera un biais aux analyses comparatives. Néanmoins, un tel changement permettrait d'accroître la précision en travaillant sur des séries plus longues desquelles il serait possible de dériver des moyennes glissantes sur un plus grand nombre d'années. Enfin, l'indicateur diffère selon l'échelle géographique et l'imprécision des données peut être importante même au niveau local, notamment sur des sites de ponte transfrontaliers. Par exemple, les tortues venant pondre en Guyane française pondent également au Suriname, sur deux sites de ponte séparés de quelques kilomètres. Ainsi, même avec un effort de suivi important, il est nécessaire de réfléchir à des protocoles communs et utilisés simultanément avec les pays transfrontaliers. Plus l'échelle géographique est importante, moins l'indicateur a de sens. Le mieux est une approche régionale, plutôt qu'une approche regroupant des territoires très éloignés mais administrés par un même pays, ici la France.

- **Sensibilité :** L'indicateur n'est pas véritablement sensible du fait de la dynamique longévive des espèces concernées, et partant, de leur résilience importante. Cependant, cette sensibilité est suffisante pour répondre à l'objectif fixé. Le plus petit changement que l'indicateur doit détecter est l'effort de suivi qui va différer d'une région à une autre. Le plus grand changement est l'échelle géographique. L'échelle temporelle de mesure de l'indicateur devrait pouvoir détecter des événements brefs et extrêmes et cela est primordial pour mettre en évidence les facteurs

responsables de l'évolution positive ou négative des populations. Cela pourrait être amélioré en adaptant les modèles et analyses à l'effort de suivi et la zone concernée. Ce n'est pas le cas actuellement et pourrait être très difficile à réaliser pour ces espèces du fait de leur grande mobilité géographique et de la dynamique longévive de leurs populations. Toutefois, cet indicateur pourrait avantageusement être couplé avec un second sur les tailles moyennes des femelles pondeuses afin d'améliorer les interprétations qui en découlent. Pour éviter les erreurs au niveau des données, il est nécessaire de prendre en compte un minimum de trois années pour calculer les moyennes glissantes. Dans cette optique, l'idéal est de travailler à partir de séries extrêmement longues, pour couvrir les cycles pluriannuels de reproduction de ces espèces. L'indicateur nous informe sur une tendance globale, sur un pas de temps long. Cela correspond bien à l'information recherchée. Il a pour objectif d'alerter sur les changements inhabituels. Pour améliorer la sensibilité de l'indicateur, il est indispensable d'affiner la qualité des données récoltées sur des laps de temps plus court, mais sur du long terme. Ainsi, il est préférable d'augmenter l'effort de suivi sur une courte période (au pic de la saison de ponte), et cela chaque année, pour obtenir des données fiables, plutôt que de réaliser des relevés ponctuels sur l'ensemble de la saison qui ne pourront en aucun cas être comparables aux années précédentes. Il sera impossible de ressortir une tendance représentative de la réalité. L'indicateur peut montrer un changement qui n'a pas eu lieu. Si son calcul repose sur des séries de données très courtes, l'indicateur perd tout son sens, et le mieux alors est de ne pas le calculer pour limiter tout risque d'interprétation erronée. De plus, des relevés de données ponctuels et irréguliers ne rendront pas une image « réaliste » de la fréquentation des plages par les tortues marines. Ainsi, si l'effort de suivi est minimum durant plusieurs années et devient important durant la dernière année, on risque d'interpréter le nombre de données important comme une augmentation de la population, qui pourrait être encore plus accentuée si elle a lieu au pic de la saison de ponte... ce qui serait faux dans ce cas précis. A l'inverse, l'indicateur peut ne pas détecter un changement qui a vraiment eu lieu. Ce risque est important, d'abord parce que toutes les espèces sont regroupées, et ensuite parce que des territoires très éloignés, donc des populations bien distinctes, sont regroupés. Dès lors, l'indicateur peut par exemple ne pas détecter un crash dans l'effectif d'une population d'une espèce donnée, ce qui est très inquiétant. Il s'agit d'un indicateur regroupant plusieurs jeux de données, ceux-ci ne sont a priori pas liés entre eux. Enfin, plus l'échelle territoriale est importante, moins l'indicateur est réactif, car par exemple la baisse brutale de l'effectif d'une population donnée peut être couverte par les effectifs de toutes les autres populations. L'indicateur est sensible à l'échelle territoriale puisqu'une même tortue marine peut pondre, au cours de la même saison, sur deux secteurs différents situés sur des pays frontaliers, espacés de quelques kilomètres.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est peu fiable, il pourrait être associé à un ou plusieurs indicateurs complémentaires de suivi des populations de tortues marines et de leur milieu. L'indicateur pourrait éventuellement ne pas varier dans le sens du phénomène décrit, du fait du déplacement temporaire de certaines populations. Cela est très difficile à corriger s'agissant d'espèces particulièrement mobiles. Néanmoins, ce n'est pas systématique, la fiabilité de l'indicateur dépend de la qualité des données, elles-mêmes dépendantes de l'effort de suivi. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données affecterait la fiabilité de l'indicateur s'il ne tient pas compte, par exemple, de la phénologie des pontes en fonction de l'espèce. Ainsi, si la collecte ne peut pas avoir lieu durant trois années sur un site, il est impératif qu'elle puisse être effectuée durant au moins six années consécutives pour pouvoir ressortir une tendance. Il est donc nécessaire de travailler sur des séries de données extrêmement longues. La fiabilité de l'indicateur n'est pas la même selon les échelles géographiques. Plus elle est grande, moins l'indicateur est fiable. On peut recommander de travailler à une échelle régionale. L'indicateur doit tenir compte des variabilités spatiales des sites de ponte. On ne peut pas comparer les données de suivi des traces de la Martinique ou de la Guadeloupe (plusieurs sites de ponte répartis sur toute l'île) et celles de la Guyane (deux principaux sites de ponte répartis sur quelques

kilomètres). L'effort de suivi des traces de ponte en Guyane est plus important du fait qu'il nécessite moins de moyens humains et s'effectue sur une zone restreinte.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : Il y a un lien indirect puisque l'évolution du nombre de tortues marines sera un indicateur de l'état des populations et donc indirectement de la qualité des écosystèmes et des interactions dans les différents niveaux d'organisation. Néanmoins, les fluctuations de leurs populations résultent avant tout d'une exploitation illégale ciblée sur ces espèces et de phénomènes de bycatch dont elles souffrent. Le lien est également indirect avec le fonctionnement des écosystèmes puisque l'évolution du nombre de tortues marines aura un impact direct sur les écosystèmes, ainsi qu'avec les services écosystémiques (touristique, culturel, économique, de régulation et de prélèvement). Ces valeurs reflètent potentiellement une bonne ou mauvaise gouvernance dans la gestion des ressources naturelles; en particulier l'application de la législation sur les espèces protégées. De plus, ces valeurs donnent une image de la population de tortues marines et plus précisément de l'évolution des populations. Compte tenu de la biologie de chaque espèce, leur rôle sera différent au sein des écosystèmes. Ces valeurs représentent des objectifs sociaux-culturels, économiques et biologiques. Sociaux-culturels et économiques car les tortues marines sont des espèces emblématiques auxquelles le grand public est très attaché. Ainsi, l'observation des tortues marines permet le développement d'une économie touristique dans la plupart des pays qu'elles fréquentent. Ces valeurs représentent également des objectifs biologiques car les tortues marines, de par leur régime alimentaire, jouent un rôle sur le développement des ressources marines, limitant ainsi le développement d'organismes pouvant déséquilibrer les écosystèmes s'ils se développent en trop grand nombre (par exemple : méduses pour les luth ; phanérogames invasives pour les tortues vertes). Cet indicateur devrait être amélioré et affiné. Il pourrait être complété par un autre indicateur portant sur la taille moyenne des femelles pondeuses. D'autres indicateurs doivent être développés afin de suivre la bonne santé de l'écosystème marin, celui-ci se limite aux populations de tortues marines et ne constitue pas un bio-indicateur du reste de la biodiversité marine.
- **Données** : L'évaluation demande pourquoi seulement les données de deux années (2010 et 2011) sont disponibles, alors que l'indicateur a besoin d'au moins trois années pour en calculer sa moyenne glissante. Elle s'interroge également sur le fait qu'une diminution des populations de 2010 à 2011 est montrée, sachant que pour la majorité des espèces de tortues marines énumérées dans le jeu de données, ce n'est pas la même cohorte d'individus qui revient pondre l'année suivante. Un changement d'échelle spatiale ou temporelle pourrait nécessiter de restreindre le calcul de l'indicateur par région géographique. Dans le cas précis du suivi des tortues marines, il est dans un premier temps important de classer les régions outre-mer en fonction des océans. Il faut plutôt réfléchir à une échelle régionale que nationale compte tenu des biais déjà évoqués. Ainsi, pour chaque région (comportant plusieurs sites de ponte), il est préférable d'éliminer les données qui ne sont pas fiables (effort de suivi irrégulier), quitte à en diminuer la quantité. Ce changement d'échelle spatiale limitera de fait le biais lié à des efforts de prospection différents entre territoires et impliquera que les données soient issues de protocoles similaires afin de pouvoir réaliser une analyse comparative.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation recommande en premier lieu de restreindre l'indicateur à un territoire et à une espèce donnés. Pour les zones géographiques où le suivi ne peut être continu, elle propose de cibler les périodes de suivi afin d'obtenir des données de meilleure qualité. Elle suggère également de revoir l'approche concernant les analyses comparatives des régions d'outre-mer et de réfléchir à une échelle plus locale lorsque la qualité des données le permet.

L'évaluation propose d'associer à cet indicateur d'autres indicateurs complémentaires de suivi des populations de tortues marines et de leur milieu, et intégrer le tout dans un système unifié.

Elle propose également de réaliser une étude sur l'estimation du taux d'erreur du

nombre de traces en fonction des protocoles et des zones géographiques. Cette étude multi-échelle aura pour objectif de créer des protocoles adaptés à chaque contexte.

La méthodologie de collecte des données doit s'appuyer sur celles utilisées par les principaux experts dans le monde, afin de permettre une comparaison internationale en cas de besoin. Cet outil ne peut être effectif que s'il englobe (à minima) les pays frontaliers qui sont également concernés par les mêmes populations de tortues marines durant la saison de ponte. L'évaluation recommande une intégration systématique des pays frontaliers afin d'obtenir une vision claire des tendances démographiques de tortues marines à l'échelle internationale (sous réserve qu'ils s'impliquent dans la collecte et le transfert des données).

F - Bibliographie des évaluateurs

Bourjea, J., Dalleau, M., Derville, S., Beudard, F., Marmoex, C., M'Soili, A., Roos, D., Ciccione, S., and Frazier, J. 2015. Seasonality, abundance, and fifteen-year trend in green turtlenesting activity at Itsamia, Moheli, Comoros. Endangered Species Research. Doi: 10.3354/esr00672.

Bjorndal, K.A., Wetherall, J.A., Bolten, A.B., and Mortimer, J.A. 1999. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. Conservation Biology 13:126–134.

Broderick, A.C., Glen, F., Godley, B.J., and Hays, G.C. 2003. Variation in reproductive output of marine turtles. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 288:95–109.

Girondot, M., Rivalan, P., Wongsopawiro, R., Briane J.-P., Hulin, V., Caut, S., Godfrey, M. H. 2006. Phenology of marine turtle nesting revealed by statistical model of the nesting season. BMC Ecology, 12, 11.

Gratiot N., Gratiot J., de Thoisy B., Kelle L. 2006. Estimation of marine turtles nesting season from incomplete data; statistical adjustment of a sinusoidal function. Anim Conserv 9: 95–102.

Godgenger, M.-C., Breheret, N., Bal, G., N'Damite, K., Girard, A. & Girondot, M. 2008. Nesting estimation and analysis of threats for Leatherback (Dermochelys coriacea) and Olive Ridley (Lepidochelys olivacea) marine turtles nesting in Congo. Oryx.

Lauret-Stepler, M., Bourjea, J., Roos, D., Pelletier, D., Ryan, P.G., Ciccione, S., and Grizel, H. 2007. Reproductive seasonality and trend of Chelonia mydas in the SW Indian Ocean: a 20-yr study based on track counts. Endangered Species Research 3:217–227.

Miller, J.D. 1997. Reproduction in sea turtles. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 51–81.

Rivalan, P., Pradel, R., Choquet, R., Girondot, M., and Prévot-Julliard, A.-C. 2006. Estimating clutch frequency in the sea turtle Dermochelys coriacea using stopover duration. Marine Ecology Progress Series 317:285–295.

Russo, M. & Girondot, M. 2008. How long to monitor marine turtle populations to conclude for a trend? In: Report for SWOT organization, p. 100. Orsay, France: Laboratoire d'Ecologie, Systématique et Evolution, Université Paris Sud et CNRS.

Russo, M. & Girondot, M. 2008. How many night counts to get a defined level of intra-annual coefficient of variation for nest counts? Report for SWOT Organization, 46.

Référencement

Chevallier, D., Pedrono, M. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Evolution du nombre de traces de pontes de tortues marines en Outre-Mer ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

ÉVOLUTION DU VOLUME DE DONNÉES DISPONIBLES SUR LA BIODIVERSITÉ

Taux de progression annuelle du nombre de données élémentaires d'échange accessibles depuis la plateforme nationale (INPN) du système d'information sur la nature et les paysages (SINP)

Code indicateur
SNB-F18-12-MDB1
Évaluation FRB- i-BD² : N°26

Évaluation réalisée par
Eve Afonso
Dominique Pelletier

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
4 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion des connaissances
F19 - Améliorer l'expertise afin de renforcer la capacité à anticiper et à agir, en s'appuyant sur toutes les connaissances

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente. Elle insiste sur la nécessité de mieux préciser le mode de calcul de l'indicateur, la méthodologie d'acquisition des données et ce que l'indicateur mesure réellement. Elle souligne enfin le biais lié à la redondance des données dans le système d'information sur la nature et les paysages.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente le taux de progression annuel du nombre de données brutes (en termes d'occurrence d'espèces) qui sont communiquées annuellement à la base de données de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN). L'INPN regroupe toutes les observations géo-référencées récentes d'espèces vivantes en France.

L'indicateur s'inscrit dans l'orientation stratégique F de la SNB « Renforcer, partager, valoriser les connaissances », et répond particulièrement bien à l'aspect partage. Il ne concerne toutefois que les données d'inventaire, qui représentent seulement une partie des données sur la biodiversité.

Il est pertinent pour répondre à l'objectif F18 en termes d'accessibilité et de centralisation de données. Il permet effectivement de développer et d'organiser une démarche de partage de données naturalistes. La pertinence est limitée concernant l'objectif F19. S'il est vrai que plus ces connaissances seront accessibles, plus elles seront à même d'être mobilisées pour de l'expertise, l'indicateur en soi ne permet cependant pas d'améliorer l'expertise car il reflète surtout l'effort d'observation sans connaissance sur sa représentativité de l'état actuel de la biodiversité.

L'intitulé de l'indicateur est peu précis : « volume de données » pourrait être remplacé par « nombre d'occurrence d'espèces ». La pertinence de l'utilisation du terme « biodiversité » peut être en outre discutée au vu du manque de précision dans la définition de l'indicateur, de la collecte des données comme du calcul de la valeur. Mesure-t-on réellement la biodiversité, ou l'occurrence de certains taxons à un lieu donné ? Concernant le sous-titre, il faudrait préciser qu'il ne s'agit que des inventaires.

La phrase présentant la valeur de l'indicateur manque également de précision : s'agit-il de la progression des recensements naturalistes toutes espèces animales et végétales confondues ?

La valeur de l'indicateur n'est accompagnée d'aucune mesure de précision (intervalle de confiance, taille d'échantillon) et ne peut l'être car il s'agit ici d'un recensement.

Calculé à l'échelle des régions, l'indicateur montre des différences en fonction de l'effort d'observation et de partage des données par les réseaux naturalistes notamment. On remarque une forte disparité des données disponibles entre régions administratives sur les graphiques illustrant l'indicateur.

Trois des quatre graphiques présentent davantage la distribution du volume de données que son évolution. Or, c'est sur ce dernier point que porte l'indicateur. Concernant les visuels par région (4, 5 et 6), il faudrait opter soit pour le nombre soit pour le nombre/km², ce dernier permettant de facto de réévaluer les données outre-mer qui sont moins nombreuses au départ. Il pourrait être intéressant, en plus du premier graphique sur l'évolution globale des données, de montrer cette évolution séparément pour les espèces animales et végétales, ainsi que continentales et aquatiques. En effet, au delà d'une distinction entre régions, un visuel distinguant les principaux groupes de taxons terrestres d'une part et marins d'autre part serait extrêmement utile.

Les illustrations ne présentent pas de biais de visualisation, elles relatent bien la nature des données. L'interprétation est en revanche sujette à erreur. Il ne s'agit pas des données représentant la biodiversité, mais l'abondance des observations de certaines espèces dont on ne connaît les biais ni en termes de taxons ni au niveau spatio-temporel. De plus, les limites de l'interprétation ont déjà été listées dans la fiche d'analyse FRB de 2013 et restent valables : a) possibilité de redondances entre jeux de données, b) bancarisation partielle des données existantes et notamment dans le milieu marin, expliquant partiellement la différence terrestre/marin, c) le fait que cet indicateur ne prenne en compte que les inventaires et non les résultats d'autres projets (par exemple, de recherche ou de suivi) ; et enfin, d) pas de prise en compte de la diversité infraspécifique.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Selon l'évaluation, l'unité de mesure utilisée n'est pas exacte puisque que l'indicateur est adimensionnel. Si l'unité de mesure est le nombre d'occurrences, le type de variable est quantitatif discret et pas quantitatif continu. L'unité de mesure est le pourcentage d'évolution du nombre d'occurrences, et le type de variable est alors quantitatif continu.

L'unité de variation de l'indicateur (pourcentage de données disponibles) est peu interprétable biologiquement, il n'y a dès lors pas de valeurs ayant une signification particulière pour la biodiversité hormis éventuellement 0, qui montrerait une évolution nulle du nombre de données.

La valeur n'est pas associée à une valeur cible. Le but ici n'est pas nécessairement d'augmenter le nombre de données partagées mais éventuellement que ces données soient exploitées pour une meilleure connaissance de la biodiversité. L'évaluation suggère néanmoins d'évaluer une valeur cible d'une année sur l'autre, en fonction par exemple de la programmation des actions de bancarisation.

L'indicateur regroupe des données venant de contextes très différents. Il serait intéressant de calculer cet indicateur pour le terrestre et le marin d'une part, et pour la métropole et l'outre-mer d'autre part (seuls les volumes de données sont indiqués, pas la progression) et de rajouter ces valeurs sur le visuel 1. Il peut être en outre pertinent de préciser quels taxons contribuent le plus à l'alimentation de la base de données. Certains réseaux naturalistes peuvent être plus dynamiques que d'autres en termes de partage des observations (oiseaux par exemple). Par ailleurs, cet indicateur pourrait être pertinent à effort d'observation constant sur une aire géographique donnée et un groupe taxonomique donné.

Les échelles territoriales utilisées (nationale, régionale, et métropole versus outre-mer) semblent adéquates. L'effort d'observation et de recensement pouvant varier géogra-

phiquement (entre régions administratives, par exemple), le changement d'échelle (national/régional) peut influencer le taux de variation des données disponibles.

En l'état actuel des choses, le nombre de données dont dispose l'INPN n'apparaît pas comme un indicateur convaincant de la biodiversité. La publication de cet indicateur est néanmoins utile pour montrer que celui-ci augmente chaque année et que des efforts sont déployés.

C – Production de l'indicateur

L'évaluation indique que le calcul de l'indicateur nécessite des précisions, par exemple sur la résolution des données (sont-elles rapportées à l'échelle nationale, au niveau de la commune, etc. ?) et la résolution taxonomique (famille, genre, espèce) des relevés d'occurrence d'espèces.

Il faudrait également spécifier à quelle date dans l'année est lancée la requête et clarifier le sens de : « *les tables utilisées pour les différents rendus de l'INPN (carte de distribution, liste de taxons par communes etc.)* ».

Il n'y a qu'un mode de calcul, mais il dépend de la liste des tables utilisées qui devrait être spécifiée. Selon l'évaluation, il est difficile de formuler des propositions d'amélioration du fait de la méthode de calcul insuffisamment détaillée. Elle suggère néanmoins un accès à plus de données en généralisant la définition de l'indicateur de manière à ce qu'elle inclue plus de types de données sur la biodiversité, et en l'ouvrant à la prise en compte de données disponibles auprès d'autres institutions (recherche, agences). Mais cela changerait la définition de l'indicateur.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** L'indicateur est peu robuste. Il est tout d'abord sensible à la taille des jeux de données. Il suffit qu'un jeu de données important soit bancarisé pour qu'il varie fortement, alors que plusieurs petits jeux de données ne vont pas l'affecter. En ce sens, il ne reflète pas véritablement l'effort de partage de l'information. Cet indicateur est aussi sensible aux redondances : une même donnée peut être comptabilisée à plusieurs échelles de mesure, par exemple communale ou nationale. Une même donnée peut également avoir été enregistrée par deux observateurs différents. La formation des observateurs et l'organisation de l'alimentation de la base de données pourraient limiter ces biais avec, par exemple, la mise en place d'un protocole de recensement et de saisie des données ou la désignation d'un responsable de la saisie des données. Un changement dans l'intervalle entre deux collectes de données n'affecterait pas la robustesse de l'indicateur. Celle-ci peut néanmoins varier selon l'échelle de territorialisation.
- **Précision :** Selon l'évaluation, cet indicateur ne peut être accompagné de statistiques de précision puisqu'il est issu d'un recensement. Il ne peut prendre que des valeurs positives et agrège des informations très diverses qui ne résultent pas d'un échantillonnage ni d'une procédure d'estimation. Un évaluateur met en avant le fait que la mesure est le résultat d'une opération de comptage d'individus et demande à ce que soit clarifié le point suivant : est-ce l'occurrence de l'espèce à un endroit donné qui est recensée ou bien le nombre d'individus observés ? selon cet évaluateur, l'objectif de la création de cet indicateur devrait être de la même manière précisé sur la fiche ONB : s'agit-il de décrire la biodiversité ou un volume de données d'observations disponible ? Selon un autre évaluateur, il s'agit d'un objectif de communication vers le grand public : montrer l'effort de mise à disposition du plus grand nombre de données naturalistes. Cela permet de sensibiliser et de motiver la participation des acteurs.

- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible. Un évaluateur estime que si la donnée est bien l'occurrence d'une espèce à un endroit donné, l'indicateur peut détecter le changement d'occurrence d'une espèce à cet endroit. Il n'y a pas de limite supérieure. L'indicateur mesure une donnée ponctuelle et non répétable, une mesure suffit à détecter un changement. L'indicateur sera aussi sensible quelle que soit l'échelle territoriale. Il pourrait montrer un changement qui n'a pas eu lieu si les efforts d'observation et de saisie des données, ou si le mode de saisie sont modifiés. Pour ces mêmes raisons, il pourrait également ne pas indiquer un changement qui s'est vraiment produit.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est fiable pour évaluer la progression des données d'inventaire de la biodiversité bancarisées dans l'INPN et de partage des connaissances, mais pas pour décrire la biodiversité. La valeur de l'indicateur ne peut qu'augmenter. Cependant, une augmentation donnée peut correspondre à différentes situations en terme d'efforts de partage d'information, car les jeux de données peuvent différer en taille. Un seul effort peut se traduire par un ou de nombreux jeux de données ajoutés dans le système d'information. L'ajout d'un jeu de données redondant entraîne également une augmentation de l'indicateur. Le nombre de données dont dispose l'INPN ne donne pas une bonne indication de la variation de l'état de la biodiversité. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données pourrait avoir une incidence sur la fiabilité. Si l'on augmente la fréquence de calcul de l'indicateur, on repèrera plus facilement les raisons de sa variation. Des disparités peuvent exister entre zones géographiques en termes de dynamique des réseaux d'observations naturalistes, il est possible que des groupes taxonomiques soient peu observés dans certaines régions par manque de pression d'observation. La fiabilité de l'indicateur peut dépendre de l'échelle géographique.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur est lié aux efforts de partage et de diffusion de données d'inventaires sur l'ensemble du territoire français (métropole et outre-mer, terrestre et marin). Il n'a pas de lien direct avec la biodiversité. L'indicateur reflète l'état des connaissances sur l'occurrence de certaines espèces (dont on ne connaît pas la représentativité des différents groupes taxonomiques animaux et végétaux) à des endroits donnés. Il peut sous-estimer ces connaissances dès lors qu'elles ne sont pas bancarisées. Sa valeur se rapporte à la publication périodique des efforts déployés par la société pour rendre des informations accessibles au plus grand nombre. Elle n'a pas d'intérêt en tant que valeur car on ne sait pas quel est le volume réel de données à bancariser (pas de valeur cible). Il s'agit donc davantage d'un objectif social.
- **Données** : L'évaluation insiste sur le fait que les éléments relatifs aux données ne sont pas assez détaillés. A priori, un changement d'échelle temporel ou spatial ne nécessiterait pas de nouveau jeu de données pour calculer l'indicateur.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation souligne que les remarques de la précédente évaluation semblent avoir été peu prises en compte et semblent toujours d'actualité.

La partie « avantages » de la fiche ONB pourrait être complétée : « au sein du SPN, la base nationale d'informations sur les occurrences des espèces ». Concernant la partie « limites », l'évaluation propose de reformuler pour une meilleure compréhension : « De nombreuses données ne sont pas encore intégrées au SPN ». En effet, la construction du Système d'Information sur la Nature et les Paysages n'est pas achevée. Enfin, elle propose d'ajouter une précision : « Il existe par ailleurs d'autres types de données sur la biodiversité, notamment acquises dans le cadre de la recherche et de suivis environnementaux. »

L'intérêt de cet indicateur est de connaître le volume de données disponibles via l'INPN. Cet indicateur a, dans sa présentation actuelle, peu de relation avec la biodiversité. Il y a encore trop peu d'éléments sur la façon dont il a été construit.

Selon l'évaluation, les méthodes de calcul de l'indicateur et de collecte des données élémentaires doivent être précisées avant de pouvoir proposer des améliorations ou créer un nouvel indicateur. La précédente évaluation proposait un indicateur relatif aux efforts de recherche, cela pourrait être plus précisément un indicateur sur l' « Effort d'acquisition de données par la recherche et les programmes participatifs », c'est-à-dire sur les collectes de données impliquant la recherche et les programmes de collectes de données participatives qui peuvent être recensés, domaine par domaine. Cet indicateur complèterait le premier, lorsqu'il sera précisé. Concernant les redondances, une possibilité serait de baser l'indicateur sur le comptage des occurrences de chaque couple (espèce, lieu).

Le calcul des indicateurs (en taux de progression) pourrait être décliné selon les milieux (marin/terrestre) et distingué entre métropole et outre-mer.

Enfin, une meilleure communication autour de cet indicateur permettrait de mieux le faire connaître et généraliserait son utilisation à plusieurs domaines et acteurs (politiques, acteurs locaux de l'environnement, recherche). Selon un évaluateur, l'indicateur doit être amélioré pour mieux refléter la biodiversité.

Référencement

Afonso, E., Pelletier, D. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Évolution du volume de données disponibles sur la biodiversité ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

EVOLUTION EN MÉTROPOLE DES VOLUMES DE BOIS PARTICULIÈREMENT FAVORABLES À LA BIODIVERSITE LIÉE AUX STADES VIEILISSANTS DES ARBRES

Proportion des sylvo-eco-régions dont le volume de bois mort et très gros bois se maintient ou progresse

Code indicateur
SNB-B06-12-BFB1
Évaluation FRB- i-BD² : N°27

Évaluation réalisée par
Benoît Dodelin
Jean Olivier

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
22 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

Objectif secondaire
E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente. L'indicateur souffre d'un nombre important de biais et nécessite des compléments d'information pour une bonne compréhension, tant au niveau des explications que du mode de calcul.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

Cet indicateur présente la proportion des grandes régions écologiques (GRECO) dans lesquelles le volume total de différents types de bois (bois mort au sol, bois mort debout, chablis (vivants et morts), très gros arbres dans les massifs forestiers) considérés comme particulièrement favorables à la biodiversité forestière se maintient ou augmente.

L'indicateur s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » de la SNB. Cela est moins évident pour l'orientation E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action ». L'indicateur est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, à savoir B6, D12 et E15. Selon un évaluateur, l'indicateur ne répond pas à E15 au niveau des « projets publics et privés » qui visent l'exploitation de la forêt ; ce qui n'est pas compatible avec l'indicateur. La production « optimisée » en fonction de son impact sur la biodiversité est un concept dangereux qui ouvre la voie à la surexploitation des sites où les impacts potentiels sur la biodiversité sont estimés moindres. Ceci ferme totalement la possibilité d'une amélioration de l'état de la biodiversité dans ces sites.

L'évaluation souligne la longueur du titre et sa difficile compréhension. Elle suggère : « *Bois morts et vieux arbres favorables à la biodiversité. Évolution des volumes moyens par écorégion* ». En outre, l'intitulé ne correspond pas complètement à la description de l'indicateur. Un évaluateur relève en effet qu'il est précisé dans la fiche qu'il s'agit de la première valeur nécessaire au calcul ultérieur de l'indicateur. Les valeurs pourraient à ce stade être présentées comme les « *(Proportions des) volumes de bois particulièrement*

favorables à la biodiversité liée aux stades vieillissant des arbres en métropole ». Un indicateur sous forme de binôme de valeurs « Volume / Evolution » pourrait être par la suite proposé. Il y a par ailleurs un hiatus entre le sous-titre qui annonce une « *Proportion des Sylvo-EcoRegions [SER] ....*» alors que les valeurs tendent à être présentées par grande région écologique (GRECO). Le sous-titre nécessitera d'être également précisé par « *et de très gros bois* ».

La valeur de l'indicateur est bien présentée. Il serait nécessaire de formuler de façon harmonisée dans l'ensemble de la fiche la référence à la période 2009-2012. Le texte sous-jacent devrait être résumé ici et les explications renvoyées dans la partie « Définition ». L'évaluation souligne que la diversité n'est pas limitée à celle liée aux stades vieillissant des arbres. Il existe une biodiversité des vieilles forêts, et la biodiversité qui fait fonctionner les forêts exploitées a aussi besoin de bois mort, mais n'est pas nécessairement liée aux stades vieillissants (arbres et/ou forêts).

La valeur est accompagnée d'un intervalle de confiance sur les graphiques et dans le calcul des données sources, mais pas dans le texte.

Concernant les illustrations, il conviendrait de changer le titre et le sous-titre de l'indicateur afin que le graphique 1 soit cohérent. Il y a en effet un décalage du fait que les valeurs ne correspondent pas au titre (proportions vs volumes), ni au sous-titre (SER vs GRECO) de l'indicateur. Il serait en outre intéressant de reprendre dans le titre du graphique la notion de « *particulièrement favorables à la biodiversité liée aux stades vieillissant des arbres* ». L'évaluation relève que « *sur la période 2009-2012* » renvoie à une évolution temporelle, qui n'est pas présentée à ce stade. La légende actuelle est à compléter pour être rigoureux, notamment les unités de mesures et la correction de « *Inventaire forestier national - IFN* » au lieu de « *Inventaire national forestier INF* ». Il n'est enfin pas indiqué à quoi correspondent les barres d'erreurs sur le graphe. Concernant le graphique 2, les mêmes précisions sont à apporter (titre, notion « *sur la période 2009-2012* », unité de mesure, erreur de légende INF vs IFN, explication des barres d'erreurs, explication des « types de bois » (« *découpe 7 cm* », « *fin bois 2,5 cm* »), etc.). En outre, les valeurs présentées ici le sont globalement pour l'ensemble de la métropole, alors que toute la présentation de l'indicateur expose l'intérêt et la nécessité d'appréhender les valeurs en fonction des différentes réalités écologiques du territoire, il y a là un décalage. L'évaluation suggère enfin un graphique présentant 3 barres de couleurs différentes correspondant aux trois types de bois pour chacune des GRECO, ainsi qu'un schéma du protocole IFN (sources des données) afin d'avoir une idée du mode de mesure. Il manque l'information qu'il s'agit ici de l'état initial.

Les illustrations présentent un biais, notamment par la présentation des GRECO par ordre décroissant de la valeur par volumes de bois, donnant ainsi une impression d'évolution décroissante malvenue. Ce graphique ne va évoluer que dans l'ordre de classement des régions. L'évaluation suggère donc un classement par ordre alphabétique des régions, ou bien une organisation géographique, avec par exemple une spirale centrée sur le Massif-Central et finissant par le Sud-Ouest : MC, GO, CN, GE, V, A, M, C, P, SO. Il peut également y avoir des biais dus aux données. Une présentation en m3/hectare serait la bienvenue afin de faire des liens avec les publications scientifiques qui utilisent toutes cette unité. Le cubage à l'hectare est la valeur référence pour la forêt et le forestier.

L'interprétation de la valeur est sujette à erreur, la valeur affichée ne correspond pas à une évolution. De plus, il faudrait bien faire apparaître s'il s'agit de l'ensemble des forêts ou des seules forêts de production (et les définir). Il faudrait également mettre en parallèle le volume de bois vivant ou total pour situer les données dans leur contexte. 10 m3 de bois mort/ha en pineraie thermophile ou en sapinière productive sont différents.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Selon l'évaluation, cette partie est incomplète. De manière générale, il serait appréciable de référencer et étayer davantage les concepts, les relations de causes à effet, etc. L'évaluation relève notamment que l'emploi de la notion « caractéristiques d'évolution satisfaisante » semble très subjectif. Par ailleurs, il n'est pas expliqué à quoi corres-

pondent « *des volumes de bois particulièrement favorables à la biodiversité liée aux stades vieillissants des arbres* » (seulement les gros bois morts et les arbres vivants de plus de 60 cm de diamètre, les arbres à cavités, les gros arbres de bocages ?). Une définition simple et claire est souhaitable, par exemple : « *bois morts de plus de 30 cm de diamètre, gros, très-gros bois, vieux arbres, situés en forêt* ». Ce qui est visé à terme comme valeur de l'indicateur n'est pas clair non plus : parle-t-on de « proportions » de nombre ou de superficies ? Ou bien de territoires, de couverture forestière, de couverture de production, etc. ? Par ailleurs, le fait de traiter ensemble bois mort et gros bois vivants mérite davantage de précisions et de pédagogie.

Il n'y a pas de valeur ayant une signification particulière associée à l'indicateur. Si l'objectif est de traduire une évolution, l'augmentation de la valeur devrait être un premier objectif. Il n'y a pas non plus de valeur cible, et l'évaluation n'estime pas pertinent de fixer une limite maximale à un volume de bois mort ou de gros bois.

L'indicateur semble pertinent pour tout type forestier, en adaptant les seuils au type de forêt (en fonction surtout de la productivité). Cependant, si l'indicateur traduit une évolution temporelle, il sera peut-être important de faire ressortir le fait qu'une augmentation n'aura pas la même signification pour une région avec une faible valeur de départ que pour une région forestière présentant déjà un volume de bois mort notable.

Le grain de précision et l'échelle de restitution de l'indicateur semblent appropriés, si l'on ajoute le rapport à l'hectare pour que les chiffres puissent être reliés à la bibliographie. Les GRECO sont intéressantes pour une lecture synthétique de l'indicateur, il est déjà intéressant de montrer au grand public et aux décideurs que la gestion et l'état écologique des forêts ne sont pas les mêmes.

Un changement d'échelle aurait une incidence sur la pertinence de l'indicateur, en particulier si celui-ci est recalculé sur un pas de temps inférieur à 4 ans (temps nécessaire au renouvellement du jeu de données sources). Un pas de temps de 5 ans pour le calcul de l'indicateur permettra plus clairement de noter des évolutions pour l'ensemble du territoire qu'un pas de 2 ans, par exemple. En outre, agréger des données de volume de bois mort et vieux provenant de diverses forêts et zones bioclimatiques perd de son intérêt sur une grande échelle spatiale. Une moyenne des données provenant du méditerranéen et de plaine en Île-de-France n'est pas nécessaire ni correct scientifiquement.

Un changement d'échelle peut avoir une incidence sur la relation entre l'indicateur et le phénomène décrit, en masquant par exemple des phénomènes locaux. On peut avoir des modifications de pratiques localement (par exemple, installation d'une industrie de forte consommation de bois dans une région), ce qui se traduira dans cette région (par exemple une SER - SylvoEcoRégion) par une valeur négative de l'indicateur, et qui n'apparaîtrait pas nécessairement à l'échelle de la GRECO comprenant cette SER.

C – Production de l'indicateur

Davantage de précisions serait souhaitable pour faire diminuer les incertitudes subsistant sur la production de cet indicateur. Si les liens vers les documents IFN / IGN sont bienvenus, ils ajoutent actuellement de la confusion. Par exemple, la méthodologie IFN mise en place depuis 2004 est présentée alors que l'on nous dit que les données nécessaires pour cet indicateur sont nouvelles et n'étaient pas recueillies avant 2009). En outre, selon la fiche d'un autre indicateur (« Diversité structurelle des forêts métropolitaines ») exploitant également les données de l'IFN, un nouveau protocole d'IFN existe depuis 2014. Les liens référencés sont de plus incomplets ou trompeurs : un lien est proposé pour les seules GRECO mais il renvoie sur les SER. Les définitions restent trop jargonneuses[1], un effort de pédagogie est nécessaire pour des non forestiers. Il serait par ailleurs appréciable de lire dès le début de la présentation de l'indicateur que ne sont concernées que les forêts de production. Enfin, l'évaluation n'est pas d'accord avec la fiche ONB concernant la disponibilité des données permettant le calcul de cet indicateur pour les [...] forêts [hors forêts de production]. Il existe un protocole pour

1 Par exemple : « le très gros bois vivant : lorsque le diamètre mesuré à 1,30 m de hauteur est supérieur ou égal à 67,5 cm (le volume de ces très gros arbres (vs bois) vivants correspond alors au volume total aérien appelé (vs ou) "découpe 0 cm" ». Que signifie « découpe fin bout » ? Comment en est déduit le volume ?
« Le bois mort au sol : tout tronc, tige ou débris de diamètre supérieur ou égal à 2,5 cm à l'intersection du transect du protocole d'inventaire IFN / IGN (protocole différent de celui des deux autres types de bois) » : comment en est déduit le volume ?

établir l'état zéro et le suivi des réserves biologiques forestières (Bruciamacchie, 2005). Les données de volume de vieux bois et de bois mort, issues de ces mesures, sont actuellement appliquées dans la quasi-totalité des réserves biologiques intégrales et dirigées et intégrables à celles de l'IFN.

La méthode de calcul paraît claire à partir des tableaux de données sources fournis, mais sans toutefois permettre de savoir exactement ce qui est mesuré et calculé concrètement. Il faudrait préciser certains éléments, notamment si le volume est calculé sur une base géométrique (troncs considérés comme des cylindres, des cônes tronqués, autre...) ou sur une base de tarif de cubage forestier. La superficie d'inventaire n'est pas précisée, ni le nombre de points à l'hectare. Les volumes calculés sur la géométrie ou sur un tarif de cubage forestier ne conduisent pas aux mêmes résultats car ils ne prennent pas en compte les mêmes formes de troncs, ni les mêmes éléments de la couronne de l'arbre.

Afin d'améliorer le mode de calcul de la valeur, les évaluateurs proposent de la rapporter à l'hectare, au type de forêts et de zone bioclimatique. Ils suggèrent également de multiplier les études, comparaisons et analyses permettant de stabiliser une méthode de calcul consensuelle, impliquant éventuellement une dissociation / différenciation des méthodes en fonction des types forestiers (essences, types de pratiques de gestions, conditions biogéoclimatiques, etc.). L'évaluation rappelle toutefois qu'un calcul non remis en cause entre deux campagnes de relevés de terrain permet des comparaisons.

Il n'y a pas de pondération. Les volumes sont présentés en valeurs absolues pour des territoires au superficies totales (et forestières) très différentes, l'évaluation suggère des valeurs relatives pour permettre des comparaisons et une compréhension des valeurs calculées pour chacune des GRECO (dont les superficies totales et forestières varient).

Il n'est pas correct d'agréger à grande échelle spatiale des données issues de différents types forestiers qui ne suivent pas les mêmes productivités. Une agrégation à large échelle (région) est possible si les pourcentages des différents types forestiers sont sensiblement les mêmes entre régions, une agrégation à l'échelle des ensembles forestiers paraît correcte et évite les mélanges de types forestiers.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme plutôt faible. L'indicateur souffre de nombreux biais, certains déjà listés dans la fiche ONB et par la précédente évaluation (par exemple l'augmentation de la superficie forestière va mécaniquement augmenter l'indicateur sans que le volume de bois mort ou vivant sur pied n'ait besoin de changer dans les parcelles déjà inventoriées ; la diversité des peuplements et des pratiques peut masquer une tendance ; les réalités physionomiques d'un type forestier à un autre, les implications de types de gestions forestières différentes, l'éventuel rôle des tempêtes ou d'autres événements environnementaux majeurs pouvant modifier la physionomie forestière et donc la qualité des allométries utilisées dans le calcul des volumes de bois à partir de mesures de diamètres à 1,30 m, etc.). L'évaluation relève que l'indicateur est malgré cela évalué sur la fiche ONB comme « + » même si « *sujet à de nombreux biais* ». La robustesse aurait du être évaluée « - » (ou en attente d'analyse statistique) pour être cohérente avec les éléments de l'évaluation et les biais rapportés. D'autres biais sont en outre relevés, telle que la densité des relevés de terrain et l'agrégation de données collectées à des dates différentes (l'IFN ne couvre pas toute la métropole annuellement). Le protocole de collecte de données introduit simultanément deux biais de terrain, qui sont les changements de site et les changements d'année. Enfin, les éventuels événements environnementaux majeurs pouvant modifier la physionomie forestière ne sont pas nécessairement tempétueux (sécheresses, pluies très abondantes, feux de forêt). Pour limiter ces biais, il convient d'établir des relevés annuels pour chaque région, et de conserver le facteur « année de mesure » dans les calculs, au même titre que le type forestier et le site. Le caractère aléatoire des mesures est une solution acceptable mais pas idéale. Le calcul

peut en outre se baser sur un sous-échantillonnage de type Bootstraping visant à créer de nombreux sous-échantillons pour calculer de multiples fois l'indicateur et avec cela un intervalle de confiance pour le résultat final de l'indicateur. Par ailleurs, une approche qualitative, en complément de vérifications statistiques incluant des contrôles de terrain, paraît nécessaire pour garantir que les allométries utilisées restent valables pour tous les types de forêts et en toutes circonstances (après tempêtes, autres événements atypiques etc.). Un tableau de robustesse de l'indicateur pourrait également être établi, par type de biais potentiel identifié et type de forêt et par SER. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données aurait un effet sur l'indicateur. Cette question est reliée aux types de pratiques forestières ou autres changements environnementaux qui peuvent modifier la physionomie forestière et la pertinence des protocoles et allométries retenus. Plus les mesures seront collectées sur un pas de temps resserré, plus les valeurs calculées seront robustes. Néanmoins, en dehors d'interventions humaines ou de catastrophes naturelles, les parcelles n'évoluent pas rapidement et l'indicateur ne change pas significativement sur quelques dizaines d'années. Selon un évaluateur, un pas de temps de l'ordre de 20 ans est acceptable (sauf coupe ou tempête). En outre, si l'indicateur cherche à traduire une évolution temporelle, il restera des biais liés au fait que les valeurs d'entrée de l'indicateur ne mesureront peut-être pas exactement les mêmes choses d'une campagne de collecte à une autre. L'évaluation a fait apparaître des points de vues divergents concernant l'effet d'un changement d'échelle territoriale sur la robustesse de l'indicateur. Selon un évaluateur, l'indicateur est statistiquement robuste à large échelle, lorsque suffisamment de points IFN sont mis en commun (>20). En deçà, les calculs de volumes sont trop influencés par les variations stationnelles. Pour un autre évaluateur, les aléas et les biais peuvent être plus nombreux et plus divers pour un territoire plus vaste, incluant des contextes biogéoclimatiques plus diversifiés.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est faible. Elle est liée aux protocoles et méthodes de calcul choisis, et dépend de la variabilité des situations forestières observées et des effets observateurs. En plus de celles déjà mises en avant par la précédente analyse, l'évaluation relève plusieurs imprécisions pouvant venir de la collecte de données sur plusieurs années au sein d'une même forêt, ainsi que du choix des allométries permettant de passer de la mesure de diamètres (de troncs, branches, débris....) à des volumes. Les imprécisions peuvent se situer également au niveau des observateurs et opérateurs de terrain. De plus, les placettes de mesure peuvent être différentes d'une fois sur l'autre. Une de ces imprécisions pourrait être limitée ou corrigée en gardant des placettes permanentes, de contrôle, entre deux campagnes d'inventaire (afin de vérifier si l'évolution mesurée au sein des placettes choisies aléatoirement est cohérente avec les mesures faites sur les placettes de contrôle). Des placettes d'entraînement et de comparaison des mesures obtenues par les différents observateurs peuvent aussi servir à renseigner la précision des mesures. Il reste néanmoins une part d'imprécision liée à l'hétérogénéité et à la diversité des forêts, à la physionomie de celles-ci et des arbres qui les peuplent. Le niveau actuel de précision de l'indicateur est l'écorégion, ce qui est trop global pour être relié aux politiques et actions locales. Une précision par département et type forestier serait plus adaptée. Il est attendu des politiques actuelles de préservation du bois mort (îlots de sénescence par exemple) et des principaux modes de gestion forestière, que le bois mort s'accumule et les arbres vieillissent sur de petites superficies, de l'ordre du ¼ d'hectare à l'hectare avec une plus forte exploitation sur le reste de la parcelle (échelle des processus infra-pracellaire). Une analyse de l'indicateur à une très large échelle va lisser les informations et rendre équivalentes une gestion moyennement forte mais homogène sur toute la parcelle à une gestion forte mais laissant une part de la parcelle intouchée. Or pour la biodiversité les deux objets sont différents. Un affinage par type forestier et région écologique serait bienvenu pour traduire les phénomènes effectivement à l'œuvre. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes aurait une incidence sur l'indicateur, augmentant les sources d'imprécision potentielle (observateurs différents, etc.) entre deux campagnes de mesures. Il est recommandé une prise de donnée annuelle pour les surfaces qui

seront ensuite agrégées (bassin versant/type de forêt...). La précision de l'indicateur n'est pas la même selon les échelles. Par son caractère aléatoire pour la prise de données, l'indicateur n'est précis que pour de très petits territoires (plus forte similitude des situations à mesurer). Une analyse à l'échelle des types forestiers de chaque département semble la limite inférieure d'analyse de l'indicateur.

- **Sensibilité :** L'indicateur est moyennement sensible. Il sera sensible aux activités humaines mais aussi qu'aux événements majeurs comme les tempêtes, sécheresses, feux de forêt. Si ces événements sont de grande ampleur géographique, l'échelle temporelle est appropriée. Elle ne le sera pas s'ils restent localisés sur quelques parcelles. Il n'est pas évident que l'indicateur puisse alerter sur des changements inhabituels, du fait du mode de calcul de l'indicateur et du protocole IFN. Les effets des événements peuvent se compenser lors de l'agrégation des données et du calcul. Il n'y a pas de risque que l'indicateur indique un changement qui n'a pas eu lieu. Il pourrait néanmoins ne pas détecter un changement qui s'est produit, si les événements se déroulent sur des superficices réduites ou en même temps que d'autres événements ayant des résultats opposés. La dynamique d'accumulation de vieux bois est très lente (cf. durée de vie des arbres) par rapport à celle de l'apparition du bois mort qui peut être lente (dizaines d'années) comme soudaine (tempêtes et des sécheresses). La disparition des vieux bois est brève (coupe), celle du bois mort lente (dizaines d'années par non renouvellement et décomposition). La périodicité des relevés et la conservation dans le calcul du facteur annuel sont importants. Il doit être par ailleurs possible de détailler l'indicateur en « éléments pouvant subir une brusque variation entre deux prises de données : disparition des vieux bois vs. apparition du bois mort ». Cette balance indique si le facteur est l'augmentation des tempêtes/sécheresses/feux ou un changement de la pression de coupe. L'indicateur ne sera pas aussi précis à toutes les échelles territoriales, la précision étant de plus en plus diluée avec l'élargissement de l'échelle spatiale d'analyse (calcul statistique).
- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité de l'indicateur est faible. L'indicateur intègre des données qui varient différemment et ne réagissent pas aux mêmes échelles de temps en fonction des événements. L'indicateur peut ne pas varier alors que le terrain aura fortement changé. Comme pour la sensibilité, l'indicateur ne sera pas aussi fiable à toutes les échelles territoriales.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : Le volume de bois mort et de vieux arbres a un lien établi avec la biodiversité. Le volume de bois mort, mais surtout la diversité des types de bois mort, ainsi que le volume de vieux bois vivant, sont chacun des facteurs expliquant significativement la diversité des coléoptères, diptères et champignons saproxyliques. Ces organismes regroupent jusqu'à la moitié de la biodiversité forestière. L'indicateur présente également un lien direct avec le fonctionnement des écosystèmes. Le bois mort joue différents rôles fondamentaux pour la forêt, en particulier : enrichissement du sol par l'augmentation de la quantité d'azote disponible, lieux d'habitat et de nutrition de mycorhizes et de racines d'arbres vivants, stockage de carbone à très long terme, création et entretien de l'humus (fertilité), rôle de réservoir d'eau, habitat pour la biodiversité spécialisée (saproxylique) puis du sol (édaphique) lorsque le bois est très décomposé, etc. Le rôle des très vieux arbres se situe davantage au niveau de la conservation de la biodiversité et du stockage de carbone (sol et bois sur pieds). Il en va de même pour les services écosystémiques. L'ingénierie écologique (recyclage, bagage enzymatique global) est maintenue en forêt en grande partie grâce aux bois mort et vieux arbres. Entre un quart et la moitié des organismes forestiers dépendent du bois mort et des vieux arbres. La décomposition et le recyclage sont le volet du cycle forestier qui comporte le plus de savoir-faire écologique, enzymatique et biologique et à la suite, le plus de formes de vies (Swift et al. 1979 et Bobiec et al. 2005).
- **Données** : Le fonctionnement des forêts outre-mer peut être différent de la métropole. Des protocoles adaptés doivent être envisagés, en particulier pour les aspects de dynamique des processus à l'œuvre.

E - Propositions d'amélioration

Si l'indicateur est maintenu, l'évaluation propose de ne conserver que des compartiments simplifiés dans son calcul par exemple le gros bois mort au sol, mieux corrélé à la biodiversité. Le volume de bois mort devrait être pondéré par son rapport au volume de bois total. De même, il serait souhaitable de n'intégrer dans le calcul de l'indicateur que les forêts gérées pour la sylviculture. Ces éléments n'ont pas été pris en compte dans le nouvel indicateur. Il faudrait également ajouter le volume rapporté à l'hectare.

En complément de cet indicateur, il est proposé des sondages de type inventaire biologique. Des protocoles simples sont envisageables pour les champignons (comptage de morpho-types sur les troncs). Des techniques standardisées existent pour les coléoptères.

F -Bibliographie des évaluateurs

Basilico L, Fanny Bontemps, Jurgis Sapijanskas et Frédéric Gosselin. 2014. Évaluation de la gestion durable des forêts quels indicateurs pour la biodiversité forestière ? Biodiversité Gestion Forestière & Politiques publiques (BGF), Synthèse n°2 / 3, 6pp. http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_Synthese2-Indicateurs.pdf.

Bobiec, A., Gutowski, J.M., Laudenslayer, W.F., Pawlaczyk, P., Zub, K., 2005. The afterlife of a tree. WWF Poland, Warszawa.

Bruciamacchie, M., 2005. Protocole état initial dans les réserves forestières. Ministère de l'écologie et du Développement Durable.

Gautrot T. 2011. La bryoflore associée au bois mort au sol en contexte forestier planitiaire exemple de deux massifs du bassin parisien. Mémoire de Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études – EPHE, Paris, France, 21p.

IGN 2012. Le Bois Mort en Forêt – L'IF n°29, 8pp. http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/IF29_bois-mort.pdf.

Olivier J. 2001. Perturbations naturelles, Dynamique et Biomasse de la forêt tropicale humide en Guyane. DEA 'Ecologie des Systèmes Continentaux'. Université Paul Sabatier, Toulouse. 33p. - Sous la direction d'Henri Puig.

Harmon, M.E., Ferrell, W.K., Franklin, J.F., 1990. Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. Science 247, 699–702.

Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K., Cummins, K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research 15, 133–302.

Harmon, M.E., Sexton, J., Caldwell, B.A., Carpenter, S.E., 1994. Fungal sporocarp mediated losses of Ca, Fe, K, Mg, Mn, N, P, and Zn from conifer logs in the early stages of decomposition. Canadian Journal of Forest Research 24, 1883–1893.

Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Référencement

Dodelin, B., Olivier, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Evolution en métropole des volumes de bois particulièrement favorables à la biodiversité liée aux stades viaillissants des arbres ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

FRAGMENTATION DES COURS D'EAU

Densité d'obstacles à l'écoulement des cours d'eau métropolitains

Code indicateur
SNB-B06-15-FCE1
Évaluation FRB- i-BD² : N°28

Évaluation réalisée par
Christophe Cudennec
Christophe Piscart
Un expert anonyme

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
6 juillet 2016

Objectifs
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement
D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité
E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Première évaluation

L'évaluation insiste sur le fait que l'inventaire des obstacles à l'écoulement n'est pas terminé et constitue une véritable faiblesse de l'indicateur, qui est à l'heure actuelle davantage une indication. Elle souligne la nécessité de prendre en compte la destruction d'ouvrages dans les mises à jour et souligne le potentiel de l'indicateur en termes de gestion de l'environnement. Elle formule enfin quelques propositions de développements de l'indicateur.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente le nombre d'obstacles à l'écoulement des cours d'eau pour 100 km de linéaire.

Il s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer », D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB.

L'indicateur est pertinent pour répondre aux objectifs auxquels il est associé, B6, D11 et E15.

Son intitulé correspond bien à sa description. Il est cependant nécessaire de clarifier la situation de l'outre-mer. Le sous-titre et la couverture géographique ciblent la métropole alors que les cartes et le texte introductif englobent les départements d'outre-mer. L'évaluation relève également que si la partie longitudinale du cours d'eau est bien abordée, l'aspect transversal n'est pas évoqué (présence de bras morts, relation cours d'eau avec sa zone inondable).

La phrase présentant la valeur de l'indicateur est correcte, elle pourrait éventuellement préciser le type d'ouvrages visés. La valeur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance. La variabilité géographique de la situation et de son inventaire est néanmoins introduite dans le texte. Il est également indiqué que l'échantillon est incomplet car l'inventaire est en cours. Le texte introductif explique également que 76 800 obstacles ont été validés sur les 120 000 obstacles estimés. Les auteurs pourraient éventuellement ajouter un intervalle de confiance autour de cette valeur en calculant un nombre moyen d'obstacles à partir des valeurs pour les différentes régions (au sens DCE).

Concernant les illustrations, la première carte relative à la densité correspond bien au message véhiculé par l'indicateur. La seconde carte portant sur les effectifs peut être informative, mais elle n'est pas articulée avec le descriptif de l'indicateur et les notions de « sous-unité DCE », « réseau hydrographique » et de « cours d'eau » ne sont pas

définies. Selon l'évaluation, une carte des cours d'eau avec la localisation des ouvrages permettrait de voir immédiatement la densité par territoire.

La seconde illustration fausse la perception du phénomène car le nombre total d'obstacles à l'écoulement n'a de sens que pour estimer l'ampleur des travaux de recensement et de restauration éventuelle. Lorsque cette valeur est pondérée par le nombre de kilomètres de cours d'eau comme dans la première illustration, l'ampleur de l'impact de ces obstacles est plus facilement interprétable et moins biaisée.

L'interprétation de la valeur de l'indicateur peut être sujette à erreur, car l'indicateur recense tous les types d'obstacles à l'écoulement sans distinction de leur impact sur l'écosystème. Or, un barrage infranchissable de 25m de haut n'aura pas le même effet qu'un épi de chenalisation qui aura pour conséquence une perturbation de la hauteur d'eau. Une typologie des obstacles (hauteur, largeur, date de création) pourrait être mise en place. L'indicateur ne permet enfin pas de voir les cours d'eau très aménagés ou peu aménagés.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Il faut définir les cours d'eau et ajouter la question des infrastructures de franchissement. L'évaluation souligne que la définition est donnée à la fin du paragraphe dédié, dont les 4 premières lignes portent sur des généralités et pourraient remonter au début de la fiche, dans l'introduction. L'information selon laquelle la moitié de ces ouvrages n'a plus d'utilité est en effet très intéressante. L'évaluation propose également de déplacer ici les deux dernières lignes du texte introductif « *Les obstacles référencés sont de nature et de fonction très variées, depuis des barrages de retenues hydroélectriques jusqu'à des épis de chenalisation* ». Par ailleurs, l'indicateur se base sur le nombre d'ouvrages par sous-unité et n'aborde pas la diversité de ces ouvrages (seuils, barrages, épis, etc.). Il serait utile de définir des critères de différenciation (hauteur des ouvrages, en activité, abandonnés, en création, en destruction, etc.).

L'indicateur n'est pas associé à une valeur cible ni à des valeurs « seuil ».

L'indicateur est plus ou moins pertinent selon le contexte (grands fleuves et cours d'eau de moindre importance par exemple). Concernant les migrateurs amphihalins, la présence d'obstacles sera plus forte dans la partie aval des grands cours d'eau, la distance à la mer est donc importante. De la même manière, si le contexte est le maintien d'un débit suffisant lors de l'étiage, le contexte régional sera alors primordial en termes de contraintes climatiques (région méditerranéenne) ou hydrologiques (Bretagne). Enfin, si le sujet est l'eutrophisation, les régions agricoles seront plus sensibles.

L'échelle de restitution et le grain de précision semblent adéquats. Il s'agit des sous-unités DCE. L'évaluation suggère néanmoins de raisonner par grand bassin versant ou par importance de cours d'eau. Il est à noter qu'actuellement l'échelle de restitution indiquée est la métropole alors que les figures montrent des valeurs pour l'outre-mer. Il n'est dès lors pas possible de savoir quelle est véritablement l'échelle retenue.

Un changement d'échelle spatiale aurait un impact sur la pertinence de l'indicateur, le contexte spatial étant essentiel ici. Un changement de résolution dans la définition des cours d'eau (i.e. du réseau hydrographique considéré) aurait aussi une incidence sur sa pertinence.

C – Production de l'indicateur

L'inventaire des ouvrages n'étant pas terminé, l'indicateur n'est donc à ce stade qu'une indication. Il est par ailleurs nécessaire d'affiner le nombre d'ouvrages et sa typologie. La résolution de la base de données Carthage doit quant à elle être mieux décrite. L'évaluation relève enfin que parmi les partenaires cités, le Cemagref a été remplacé par l'IRSTEA.

La manière de calculer l'indicateur est claire et bien décrite, mais elle ne reflète pas la réalité (extrême diversité de cours d'eau). Il serait possible de calculer l'indicateur non pas sur tous les obstacles mais par grand type d'obstacle.

La seule pondération faite est de reporter le nombre d'obstacle par rapport à la longueur du réseau hydrographique, ce qui paraît complètement justifié d'un point de vue scientifique et de la gestion. On pourrait pondérer par grand type d'obstacles, ce qui aurait comme mérite de mieux prendre en compte l'impact de ces obstacles sur les écosystèmes.

L'indicateur peut être calculé à différentes échelles puisque le nombre d'obstacles est validé sur chaque cours d'eau. L'utilisation de la base de données Carthage standardise le réseau de cours d'eau considéré, cela pourrait être précisé.

D – Analyse de l'indicateur

Les différents points de l'analyse sont limités par le fait que l'inventaire des obstacles à l'écoulement soit encore en cours.

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est considérée comme moyenne, notamment du fait d'incertitudes sur les bases de données utilisées et de la quantité importante d'obstacles qui ne sont toujours pas validés. Un biais possible a trait à la résolution du réseau de cours d'eau pris comme référence. Le nombre d'ouvrages total indiqué est par ailleurs partiel, le comptage est en cours. Seuls 64% des obstacles ont fait l'objet d'une validation. La proportion d'obstacles validés par rapport au nombre total d'obstacles estimés sur les secteurs ayant fait l'objet d'une prospection n'est pas indiquée. Il reste donc potentiellement 43 000 obstacles non vérifiés pour lesquels on ignore la proportion probable qui sera validée. Si les 43 000 obstacles sont tous confirmés, cela va très fortement modifier le calcul de l'indicateur (presque du simple au double). Il est nécessaire de bien cadrer l'utilisation de la base de données Carthage et de connaître la proportion d'obstacles validés par rapport à la proportion d'obstacles vérifiés afin de permettre une extrapolation. Il serait également utile de connaître le nombre d'ouvrages présents sur les grands cours d'eau (les plus connus) et de réaliser une mise à jour partielle sur les autres cours d'eau en fonction de l'avancée des travaux. Un changement de l'intervalle de temps entre deux collectes de données peut avoir une incidence sur la robustesse de l'indicateur, notamment si la base de données Carthage change ou si le réseau de cours d'eau de référence évolue (cf. annonce du ministre de l'agriculture en 2015 sur la cartographie systématique des cours d'eau). En outre, il faut connaître entre deux dates le nombre de retenues détruites, restaurées et construites. Certains obstacles font l'objet de destruction pour restaurer les écosystèmes perturbés par leur présence. Parmi les obstacles déjà validés, certains ont probablement été détruits ou modifiés. L'évaluation demande si la base ROE (référentiel des obstacles à l'écoulement) contient ces informations. L'indicateur est aussi robuste quelle que soit l'échelle territoriale puisque les données sont obtenues à l'échelle locale puis sont agrégées aux échelles supérieures.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est plutôt faible du fait des incertitudes existantes. La précision dépend de l'exhaustivité du recensement qui est hétérogène sur le territoire national. Les bases de données utilisées (ROE et Carthage), bien que très utiles, sont connues pour avoir un degré d'imprécision significatif ce qui pourrait entraîner des biais dans le calcul de l'indicateur. Pour la base de données Carthage, le nouveau référentiel hydrographique qui est en cours de construction devrait permettre d'affiner les calculs. Une bonne formation des personnes validant la présence des obstacles à partir du protocole ROE est également indispensable. Comme seulement 64% des obstacles ont fait l'objet d'une validation, cela réduit fortement la précision de l'indicateur pour tracer les variations qu'il tend à décrire. Un découpage territorial plus fin serait bienvenu. L'évaluation suggère l'échelle des bassins versants ou des cours d'eau classés selon leur ordre d'importance plutôt que celle des sous-unités DCE. Cela permettrait notamment une comparaison entre les cours d'eau de même importance. L'intervalle de collecte des données est infra-annuel ce qui est amplement suffisant. Il n'est pas précisé si des mises à jour sont effectuées pour les obstacles ayant déjà fait l'objet d'une validation. Les mesures de restauration des cours d'eau détruisent chaque année

des milliers d'obstacles et pourraient donc fortement modifier les valeurs de l'indicateur. Comme pour la robustesse, la précision de l'indicateur sera la même quelle que soit l'échelle géographique.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est fortement réduite par les incertitudes liées au fait que l'inventaire soit toujours en cours. Les biais méthodologiques, en synchronique et en diachronique, risquent en outre d'avoir plus d'influence que les changements qui se seraient produits. Comme l'indicateur repose sur l'examen d'un aménagement en moyenne sur 100 km, ceci crée un possible biais concernant la capacité de l'indicateur à être sensible et montre bien la nécessité de compléter les inventaires. Le plus petit changement détecté par l'indicateur correspond à +/- 1 obstacle. Pour certains évaluateurs, cela ne rend pas l'indicateur très sensible. Selon un autre évaluateur au contraire, sur un nombre, même incomplet, d'obstacles validés de 67 000, cela donne potentiellement une très forte sensibilité à l'indicateur quant à la détection de changements puisque les variations seront de l'ordre de +/- 1/120 000 soit +/- 0.000008. L'évaluateur souligne cependant que tant que l'inventaire n'est pas finalisé, l'indicateur n'est pas utilisable de fait. Il n'y a aucune limite supérieure si ce n'est la capacité d'un cours d'eau à avoir des obstacles sur 100 km, ce qui pourrait théoriquement représenter plusieurs milliers d'obstacles sur 100 km. L'indicateur ne signale pas les événements brefs et extrêmes. Les obstacles sont assez stables dans le temps sauf lorsqu'ils sont volontairement détruits. Cet indicateur n'a pas vocation à mettre en évidence ce type de phénomène. Il n'est pas non plus utilisé pour alerter de changements inhabituels, il n'en a pas entièrement les capacités car le diagnostic n'est pas encore terminé et la construction d'obstacles n'est pas un événement inhabituel. Concernant les données, l'évaluation s'interroge sur l'homogénéité de la base de données utilisée et souligne que des erreurs de diagnostic ponctuelles sont possibles. Toutefois, au vu du nombre d'obstacles recensés, cela ne doit pas avoir d'incidence majeure sur les valeurs de l'indicateur. L'indicateur peut montrer un changement qui n'a pas eu lieu, notamment si le recensement des obstacles s'est amélioré. En effet, les 43 000 obstacles potentiels qu'il reste à valider peuvent très fortement modifier les valeurs de l'indicateur sans pour autant que cela soit le résultat d'un changement de fond. Par ailleurs, l'indicateur peut également ne pas signaler un changement qui s'est produit. Il faut mettre à jour le recensement, or il y a déjà un retard hétérogène sur le territoire pour caractériser la situation actuelle, les évolutions du nombre d'obstacles ne peuvent pas être mises en évidence. Pour corriger cela, il faudrait prendre en compte les destructions d'obstacles ou leur création d'ici la fin du diagnostic en cours. L'indicateur est plus sensible lorsque le découpage territorial est plus fin, car l'effet de lissage de la densité (moyenne statistique) s'atténue.

- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité de l'indicateur est faible. Ce dernier pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène décrit puisque le réseau hydrographique n'est pas encore complètement évalué. Le nombre d'obstacles confirmés va augmenter alors qu'en réalité, le nombre total d'obstacles devrait diminuer du fait de la restauration d'un grand nombre de cours d'eau. Tout dépend en outre de la qualité du recensement et de l'homogénéité méthodologique sous-jacente à la base de données Carthage. Les collectes sont faites en continu et n'ont pas d'intervalle de temps. Toutefois, l'indicateur peut évoluer en fonction du temps, même si cela ne sera probablement pas visible tant que l'évaluation de l'ensemble des obstacles n'a pas été achevée. La fiabilité de l'indicateur dépend de l'échelle d'analyse. Les sous-unités DCE semblent gommer l'importance du nombre d'ouvrages.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien avec la biodiversité et à la continuité écologique. Les obstacles à l'écoulement, et en particulier les obstacles infranchissables, impactent fortement la biodiversité des cours d'eau. L'indicateur peut également renvoyer à l'état du milieu aquatique (hydraulique, température, qualité physico-chimique) ainsi qu'au potentiel de migration biologique. L'évaluation rappelle également l'intérêt de l'aspect transversal d'un cours d'eau non abordé ici. L'indicateur est également lié au fonctionnement des écosystèmes aquatiques (corridor écologique d'un cours d'eau par exemple), celui-ci est fortement dépendant de l'hydrologie, elle-même directement dépendante des

obstacles à l'écoulement. Il établit enfin un lien avec les services écosystémiques, par exemple l'approvisionnement en eau. De nombreux obstacles servent également de retenues pour des loisirs nautiques. Plus les valeurs de l'indicateur seront élevées, plus la biodiversité sera affectée. Il n'y a pas de valeur seuil. En effet, un seul barrage, s'il est placé en aval d'un bassin versant, pourra impacter les communautés piscicoles sur l'ensemble du bassin versant. Sa valeur doit donc rester la plus basse possible. Cela représente un objectif politique et biologique, et peut avoir des conséquences économiques importantes (hydro-électricité par exemple). Cet indicateur est cependant insuffisant car il n'englobe pas et ne traduit pas d'information sur la des possibilités de franchissement, la topologie, l'accumulation des ouvrages au-delà de leur seule densité moyenne sur 100 km. Il permet de répondre à la question qu'il pose et sera utile pour la gestion des cours d'eau lorsque tous les obstacles auront été validés.

- **Données** : Les données sont incomplètes, l'inventaire n'étant pas encore terminé. De plus, selon l'évaluation, la référence à la base de données Carthage doit être accompagnée par des métadonnées, un cadrage et des définitions. Le dénombrement par recensement des ouvrages n'est pas standardisé, ni homogène, ni au même stade d'avancement partout en France. Un changement d'échelle territoriale ne nécessiterait pas de nouveaux jeux de données, les données sont déjà fournies à l'échelle des régions DCE, ce qui permet de calculer les valeurs de l'indicateur à l'échelle de la métropole et à celle de la région DCE. Même si des valeurs de l'indicateur pour l'outre-mer apparaissent sur les figures, elles ne font pas partie des données, ce qui ne permet pas de calculer l'indicateur pour l'outre-mer. Enfin, il faut veiller à éviter que le dénombrement des ouvrages soit variable avec l'échelle.

Référencement

Cudennec, C., Piscart, C. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Fragmentation des cours d'eau ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

E - Propositions d'amélioration

La prise en compte des différents types d'obstacles dans le calcul de l'indicateur permettrait de fortement améliorer la pertinence du diagnostic, car placer tous les obstacles à l'écoulement dans le même indicateur fausse la perception que l'on pourrait avoir des conséquences.

L'évaluation propose également de suivre les destructions d'ouvrages et d'indiquer le nombre d'ouvrages par ordre de grandeur de cours d'eau. Elle suggère aussi d'intégrer l'aspect transversal avec le nombre de kilomètres de digue par cours d'eau.

Il faudrait généraliser rapidement le recensement systématique. L'évaluation rappelle que 36% des obstacles potentiels n'ont pas encore fait l'objet de validation. Tant que ce travail ne sera pas achevé, il sera difficile d'utiliser cet outil.

Les usages pour cet indicateur sont nombreux pour la gestion de l'environnement mais aussi pour assurer le respect des directives européennes sur les trames verte et bleue et la libre circulation des poissons migrateurs.

Il faudrait enfin affiner l'échelle de restitution. Seule la métropole est annoncée alors que des données concernent l'outre-mer sont également fournies sur les figures.

ONB Observatoire National de la Biodiversité

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

FRB FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

FRAGMENTATION DES MILIEUX NATURELS

Taille effective de maille des espaces naturels en France métropolitaine

Code indicateur
SNB-B06-12-FMN1
Évaluation FRB- i-BD² : N°29

Évaluation réalisée par
Christophe Cudennec
Cédric Gaucherel
Jean Olivier

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
30 juillet 2016

Objectifs
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

Dernière évaluation
2013

L'évaluation est plus critique que la précédente. Elle souligne le besoin de mieux définir l'indicateur, les notions ainsi que la méthode de calcul utilisées. Elle formule un grand nombre de propositions pour développer et compléter l'indicateur.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur informe sur le degré de découpage des espaces naturels sur le territoire métropolitain.

L'indicateur est pertinent pour répondre à l'orientation stratégique B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer », et dans une moindre mesure à l'orientation D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité ». Il n'est en effet pas question ici d'usage de la biodiversité mais plutôt d'usage du territoire. L'indicateur contribue cependant à cette orientation au travers de l'objectif D11. L'indicateur est pertinent pour répondre aux deux objectifs auxquels il est associé, à savoir B6, même s'il ne traite pas de restauration, et D11.

L'indicateur tel qu'il est présenté quantitativement est contre-intuitif (la fragmentation est supposée augmenter quand la valeur de l'indicateur diminue). Il renvoie davantage à une représentation d'érosion de la superficie moyenne des milieux naturels qu'à une mesure de fragmentation ou morcellement de ceux-ci. L'évaluation relève que le sous-titre de l'indicateur est plus approprié que le titre, il pourrait être simplifié : « *Taille moyenne des milieux naturels en France métropolitaine* ». L'évaluation propose même d'inverser les deux pour plus de clarté. L'intitulé « données sources » est trompeur, le fichier correspondant ne fournit pas les données sources ayant servi à calculer l'indicateur mais les valeurs de l'indicateur et de ses figures.

La phrase présentant la valeur reflète assez bien l'indicateur, mais est insuffisante. Elle n'est pas compréhensible à elle seule, dû au choix de la valeur calculée et au flou entourant la notion de maille.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance accompagnant la valeur. Il faudrait ajouter une incertitude (écart-type), voire une barre d'erreur ou des percentiles (5% - 95%).

Concernant les illustrations, la carte véhicule bien le message de l'indicateur mais pas les autres visuels. Un indicateur de suivi implique de traduire l'augmentation du morcellement entre 1990 et 2006 : une carte des changements serait donc également nécessaire. Concernant l'histogramme, il pourrait directement représenter la distribution des

valeurs de l'indicateur. Une photo d'arrière-plan d'un bocage fragmenté, par exemple, fait de petites parcelles, serait en outre plus appropriée. Pour faciliter la lecture, l'évaluation propose un graphique +- en base 100 (ligne 100=0 au milieu du graphique), avec une barre positive vers le haut à +0,44 (pour 100,44 km2) en 1990 et une barre négative vers le bas à -0,03 (pour 99,97 km²) en 2006. Il s'agit de profiter du fait que la valeur absolue se situe autour de 100 km2 vers l'an 2000. La légende du graphique pourrait être précisée, en inscrivant notamment en ordonnée « km² (1km x 1km) ». Un évaluateur relève que les illustrations ne montrent pas l'impact ni l'évolution des obstacles (relativement aux tailles des espaces naturels).

Pour limiter les biais de visualisation, il convient de vérifier la légende de couleurs (et des seuils) et de montrer une carte des différences entre 2 dates, ou une superposition de deux distributions de l'indicateur.

L'interprétation de la valeur est sujette à erreur. L'indicateur donne une superficie moyenne, ce qui pourrait tout aussi bien traduire une notion d'érosion des fragments que d'augmentation du nombre de fragments.

L'indicateur pourrait être utilisé à l'échelle du département pour saisir une tendance à la fragmentation ou non. Il remplirait alors son rôle et devrait déceler sur un pas de temps de 5 ans les départements tendant à fortement fragmenter ou pas leur territoire. Si l'indicateur est destiné à une autre utilisation, par exemple par les départements eux-mêmes, pour des prises de décisions concrètes, l'indicateur en l'état n'est absolument pas approprié.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

De manière générale, le texte est confus, les notions utilisées ne sont pas définies, en particulier « espace naturel », « milieu naturel », « habitat », « taille de maille », « fragmentation », « morcellement », « obstacles », etc. La maille est indirectement définie comme étant un fragment d'espace naturel, ce qui est imprécis. Le texte explique de façon compliquée ce qu'est une superficie moyenne (« la taille qu'auraient les fragments d'espaces naturels s'ils avaient tous la même surface »), intégrant à la fois le nombre de fragments et leur superficie totale au sein d'un territoire donné mais sans permettre de distinguer les deux composantes (ou alors le calcul de l'indicateur est plus complexe et la définition donnée ici ne correspond pas). Si en première approche, le choix de cet indicateur est pertinent et clairement expliqué, il serait utile de donner quelques informations sur la « réactivité » de l'indicateur, en utilisant des références, à certaines échelles, dans certaines zones, etc. pour aider à son interprétation. Une information sur la significativité serait également souhaitable, comme la précision que la valeur concerne les « habitats jugés naturels ». Enfin, selon un évaluateur, toute la présentation renvoie implicitement à un point de vue centré sur la grande faune, ce qui est très discutable.

Il n'y a pas de valeurs particulières associées à l'indicateur, ni de valeur cible. Des références pourraient cependant être données. Par exemple, l'année 2000 où la valeur de l'indicateur devait être proche de 100 km² pourrait être une référence, toute valeur inférieure signifiera une érosion ou fragmentation moyenne des écosystèmes (semi) naturels depuis cette date.

L'indicateur est calculé globalement au niveau national et pour tous les milieux. Selon un évaluateur, il a dès lors peu de sens : par exemple la Bretagne et les Alpes sont très différentes en termes géographiques et un fragment de 100 km² de forêt dans les Alpes peut être relativement petit quand un fragment de la même superficie en Bretagne peut représenter un milieu naturel important. En outre, la superficie « fonctionnelle » d'une forêt n'est pas forcément la même que celle de prairies humides. La fragmentation ou non des milieux n'est pas nécessairement positive ou négative de façon univoque. Un évaluateur relève deux contextes dans lesquels l'indicateur serait pertinent et qui sont cruciaux à étudier, ils sont en partie mentionnés dans la fiche ONB : la source ou les occupations du sol (OS), et la cible ou les espèces (ESP) concernées. On s'attend à de grandes variations pour les deux. On pourrait au moins considérer des vitesses de mobilité différentes et, comme pour les OS, faire ensuite une synthèse (moyenne ?) des réponses estimées.

La valeur de l'indicateur est une moyenne nationale. Considérant la résolution disponible de la donnée, l'échelle d'analyse convient. Selon un évaluateur, le problème est que cette échelle est unique. Il serait très facile de faire le même calcul à différentes

échelles (résolutions) successives, par exemple à l'aide de fenêtres glissantes de tailles croissantes. On obtiendrait un « profil d'échelle » qui renseignerait sur la variation de l'indicateur aux échelles globale comme locale. Un autre évaluateur souligne l'intérêt de la restitution cartographique de l'indicateur par région forestière départementale, même si elle comporte un découpage administratif qui n'est pas nécessairement pertinent du point de vue de la nature et de la biodiversité. Il propose l'utilisation des phyto-écorégions scientifiques (Dupias et Rey, 1980) qui, s'inscrivant dans un système biogéographique hiérarchique pertinent, permettraient des présentations synthétiques de l'indicateur à des échelles intermédiaires entre local et national.

Les échelles ont une grande importance dans cet indicateur, un changement d'échelle pourrait en impacter la pertinence. Selon un évaluateur, il convient dès le départ de différentier dans le terme « échelle » la résolution (celle des données) de l'extension (celle des calculs effectués, typiquement le département). Ces échelles utilisées doivent être choisies en étroite association avec les cibles (pour la résolution) et les actions humaines qui peuvent être menées sur les paysages (extension). Partant du constat que l'on ne peut pas aujourd'hui influer sur la résolution (celle des données disponibles), il est très important de calculer l'indicateur à plusieurs échelles simultanément (avec des outils comme Fragstat ou MHM par exemple - Gaucherel, Burel et Baudry, 2007). Les utilisateurs de l'indicateur ont dès lors l'opportunité de se concentrer sur un profil de variations de l'indicateur et étudient finement la réponse de celui-ci aux différentes échelles ; ou bien d'examiner les calculs à différentes échelles, en particulier à celles auxquelles les actions des décideurs seront effectives (communes, régions, départements).

Un changement d'échelle peut également modifier la relation entre l'indicateur et le phénomène qu'il décrit. La valeur globale nationale peut masquer des réalités différentes, voire contraires, entre territoires et types de milieux.

La fragmentation est surtout liée à une dynamique, un processus et non un état (du paysage). Or, la notion d'obstacle/barrière est variable entre espèces cibles ESP et donc difficile à définir : une espèce peut être freinée par un espace anthropisé et l'autre pas (par ex. fossés agricoles). Il semble impératif de travailler de façon différentiée entre grandes catégories d'espèces (selon leur mobilité, habitats...), sans oublier les différences avec les diversités aquatiques.

C – Production de l'indicateur

L'évaluation relève l'effort de clarté et de concision de cette section. Cette dernière ne dit cependant pas grand-chose sur le calcul à proprement parler et rien sur la combinaison de ses 2 « composantes » (tailles des espaces naturels et obstacles). Il n'est pas explicité non plus à quoi correspond la « largeur effective de maille » dans la méthodologie. Celle-ci n'est d'ailleurs pas réellement donnée (quels traitements du SIG, quelle pondération des données sources, etc.). La référence à la méthode proposée par Jaeger (2000) et Moser et al. (2007) est succincte et ne dit pas ce qui en est ou non repris et appliqué ici. Les linéaires utilisés comme barrière de fragmentation ne sont pas explicités. Il est surprenant de mettre dans le même ensemble des infrastructures de transports et des cours d'eau, à moins de considérer que ceux-ci sont tous fortement utilisés comme voies navigables en France, ce qui n'est pas le cas. Une solution serait d'inclure les grands cours d'eau fréquentés par la navigation dans la catégorie infrastructures de transports.

Les explications sur le mode de calcul sont insuffisantes et rendent sa reproduction impossible sans lire les publications référencées. D'autres méthodes de calcul sont en outre possibles, voir par exemple Moser et al. (2007) sur la manière de prendre en compte l'effet « frontières ».

Afin d'améliorer la manière dont est calculé l'indicateur, l'évaluation recommande tout d'abord de mieux le définir. Elle suggère de lui adjoindre un indicateur de diversité et/ou de connectivité qui prendrait mieux en compte l'impact de la fragmentation des milieux, notamment une facilité accrue ou non de circulation des espèces par la connectivité. L'utilisation d'un ensemble de mesures pour produire un indicateur complexe (un indice?) serait par ailleurs à explorer[1].

Il n'y a aucune information sur d'éventuelles pondérations. Elles seraient nécessaires

1 Voir Jaegger 2000 qui propose de calculer, à partir de la taille des fragments présents 3 mesures : 'landscape division' (D), 'Splitting index' (S) et 'Effective mesh size' (m), en améliorant ce dernier par la proposition de Moser et al. 2007).

pour tenir compte de la réalité géologique, géographique et historique des territoires. Une pondération en fonction des différents types de milieux naturels (par exemple une valeur d'indicateur par poste de nomenclature CLC - Corine Land Cover) pourrait être envisagée.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et va plus loin dans ses remarques.

- **Robustesse :** L'indicateur est moyennement robuste. Il est robuste du fait qu'il s'appuie sur une estimation de superficie et non, comme c'est mentionné dans sa description, sur une combinaison de ses 2 composantes. La robustesse dépend en outre des données utilisées. Il faudrait faire un test de sensibilité détaillé de l'indicateur pour estimer sa réponse à plusieurs cas de figure. Ce que ne fait pas le papier de Moser et al. Des biais peuvent résider dans le choix (subjectif) des milieux naturels pris en compte, ainsi que de l'exclusion des milieux agricoles. Ils peuvent également provenir du choix des infrastructures fragmentantes (barrières). Certains types d'aménagements et d'obstacles (barrages par exemple) ne sont pas mentionnés, de même que certaines mono-cultures (maïsiculture, populiculture, resinoculture, etc.), pourtant très fragmentantes pour les milieux naturels. Il faudrait en outre souligner les biais induits par le référentiel biogéographique utilisé, qui est partiellement « administratif ». Afin de limiter ces biais, l'évaluation suggère une cartographie plus fine d'occupation du sol et/ou des types de végétation sur l'ensemble du territoire, ainsi que l'adoption d'un référentiel biogéographique fondée sur des limites « naturelles » (type Dupias et Rey, 1980). Il faudrait également une étude détaillée des variations de l'indicateur selon des distributions spatiales parfaitement contrôlées. Un évaluateur exprime une réserve concernant l'article de Moser et al. 2007, qui teste l'indicateur seulement sur un cas d'étude précis et appliqué (Tyrol). Une panoplie de paysages devrait être observée selon lui, ou mieux encore (mais plus difficile), des modèles neutres de paysages, cela afin d'envisager différentes configurations spatiales (en tailles et formes d'espaces naturels, comme en structures d'obstacles ou de "reporting units"-départements), et ensuite tracer les variations (avec incertitudes) de l'indicateur. Selon l'évaluation, il est d'une façon générale essentiel de mettre au point un, voire plusieurs, test d'hypothèse nulle sur la base de modèles neutres de paysages et d'éprouver ensuite l'indicateur. Un changement du pas de temps entre deux collectes de données aurait très certainement un impact sur l'indicateur. En outre, il est important que les données sources de l'indicateur soient comparables, et par conséquent d'adopter une nomenclature consensuelle et précise sur l'occupation des sols et/ou prévoir des évolutions de cette nomenclature, tout en permettant une traçabilité et un recalcul au moins partiel sur la base des données anciennes. La robustesse de l'indicateur sera la même quelle que soit l'échelle territoriale. On peut considérer sur un plus petit territoire qu'un même type d'occupation du sol peut davantage correspondre à un même état des écosystèmes, cela s'applique également pour les types d'obstacles (usage et fréquentation des routes, etc.). De ce point de vue, l'indicateur devrait donc être plus robuste lorsqu'il est appliqué à de plus petits territoires. En revanche, les effets « frontières » augmentent (le linéaire de limites du territoire devient proportionnellement plus important sur de petites superficies).
- **Précision :** Pour un évaluateur, en l'état des données sources, l'indicateur peut être considéré comme précis au niveau national. D'autres évaluateurs estiment la précision faible et s'attendent à des imprécisions de l'indicateur et de ses variations. Les imprécisions peuvent venir des définitions et donc des calculs. Le grain d'information sur l'occupation du sol peut affecter la valeur de l'indicateur. Des données avec une résolution plus fine ou mieux déterminée pour la définition des obstacles permettraient d'affiner très certainement l'indicateur. La précision de l'indicateur permet d'avoir une tendance globale mais pas de déceler des phénomènes plus subtils et éventuellement contraires. Un changement de temps entre deux collectes de données affecterait la précision de l'indicateur. Réduire le pas de temps permettrait probablement de capturer des variations plus subtiles de l'indicateur et gagner en précision sur l'estimation de la fragmentation. L'indicateur est précis à l'échelle nationale ou à des échelles régionales, compte-tenu du grain

de CLC pour l'occupation du sol. En revanche, à des échelles géographiques plus fines, la granularité de l'information source pourrait affecter de façon importante l'indicateur, en ignorant par exemple des 'mini-fragmentations' des milieux naturels. Selon un évaluateur, en termes de précision, l'échelle a toute son importance. En effet, le papier de Moser et al. 2007 insiste sur la gestion des coupures (« boundary problem »), qui est dominante à la valeur moyenne de l'indicateur (en France ~10 km) et sans doute en dessous. Ce problème devient rapidement négligeable aux échelles (extensions) supérieures : dans ce cas, les espaces naturels sont très souvent plus petits que le territoire de calcul (département), et il n'y en a donc qu'un petit nombre qui est « coupé » par la frontière du territoire. Ce petit nombre d'espaces naturels aura une superficie négligeable par rapport à celle estimée pour le département.

- **Sensibilité :** L'indicateur n'est pas très sensible. Selon un évaluateur, il pourra détecter une fraction de km2 en moyenne, ce qui est une bonne sensibilité pour des changements progressifs. Il détectera une perte ou conversion d'un pixel (soit 25 ha) d'occupation du sol CLC et/ou la largeur des linéaires d'infrastructures de la base de données Carto considérés comme fragmentant les milieux naturels. En revanche, selon un autre évaluateur, ces fractions ne pourront pas être détectées à cause des effets probables (et fréquents ?) de compensation entre les fractions déjà évoqués. Il n'y a pas de limite supérieure. Le pas de temps de mise à jour de CLC ne permet pas de détecter des changements rapides et actuels. Il serait néanmoins souhaitable d'avoir un pas de temps plus régulier et rapproché, surtout dans un contexte de déréglementation et de multiplication des projets et travaux d'infrastructures, d'aménagements, de changements d'occupation du sol, etc. Les changements sont en général « durables », le risque d'artefact est donc ici très peu élevé. Une cartographie régulière de l'occupation du sol et/ou des types de milieux naturels (maximum tous les 5 ans) serait nécessaire pour rendre cet indicateur en phase avec son temps. Les données utilisées peuvent être sujettes à erreur. Les pixels CLC peuvent masquer des réalités plus complexes. Ceci est dû au grain de l'information et non à sa fréquence d'acquisition. Par ailleurs, la fréquentation des infrastructures de transport peut varier au cours du temps et modifier le rôle d'obstacle que représentent certains linéaires (fermetures de voies de chemins de fer, baisse de fréquentation de certaines nationales suite à l'ouverture d'autoroutes, etc.). Une information (mise à jour) sur la fréquentation des infrastructures de transports serait nécessaire pour rendre sensible l'indicateur . L'indicateur n'est pas utilisé ni conçu pour alerter sur des changements inhabituels, et ce n'est pas gênant. Il y a un risque que l'indicateur indique un changement qui n'a pas eu lieu, si l'on considère par exemple que des changements d'occupation du sol signifient automatiquement fragmentation du milieu ou a contrario coalescence du milieu, alors qu'un changement d'affectation de pixel CLC traduit juste un changement dans le type d'occupation du sol majoritaire au sein du pixel (sans intégrer la dimension plus ou moins agrégée ou fragmentée du type d'occupation du sol concerné). Par ailleurs, insister sur le problème « frontières » peut avoir un effet pervers : si l'on change de territoire d'estimation, sans changer les parcelles d'OS, on va couper différemment ces mêmes espaces naturels, et donc donner une valeur différente à l'indicateur. Ainsi, un re-dessin des limites administratives a toutes les chances de montrer des changements inexistants. Il suffit pour s'en abstraire de refaire les anciens calculs avec les nouvelles limites. Ce piège sera automatiquement évité si l'on fait un calcul multiéchelles de l'indicateur, car on devient indépendant de toute limite administrative. Il y a également un risque que l'indicateur n'indique pas un changement qui s'est vraiment produit, notamment si un type d'occupation du sol, 'terres agricoles' ou 'forêts' par exemple, ne change pas dans CLC mais masque en fait un changement important de type de culture ou de boisement (de jeunes résineux serrés en lieu et place d'un boisement de résineux naturels). Affiner la typologie de cartographie de l'occupation du sol peut être important sur ce point. Les valeurs calculées peuvent êtres plus sensibles pour certains territoires que pour d'autres en fonction de l'adéquation ou non entre occupation du sol réelle de telle ou telle région (parcelles plus ou moins grandes ou petites, simples ou imbriquées, etc.) et résolution de CLC. De plus, il sera plus sensible aux fines échelles (extensions). C'est lorsque les territoires administratifs utilisés ont des superficies qui se rapprochent de la superficie moyenne des espaces naturels que l'indicateur sera le plus sensible.

- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité de l'indicateur est faible. Elle est limitée à des échelles géographiques locales tant que les cartes d'occupation des sols et/ou des milieux naturels ne sont pas plus fines (meilleure résolution spatiale). L'indicateur pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène décrit, du fait des grandes disparités d'organisation du paysage d'une partie à l'autre du territoire et de l'interprétation subjective de la notion de barrières et des milieux à considérer. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes n'aurait pas d'incidence sur la fiabilité : les changements possibles sont en général des tendances lourdes et peu de fluctuations sont ici probables. L'évaluation a un avis divergent sur l'incidence d'un changement d'échelle territoriale sur la fiabilité de l'indicateur. Selon certains, il n'y aura pas d'effet, pour d'autres si : l'indicateur serait plus fiable à l'échelle nationale qu'à des échelles plus locales.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, en particulier avec les aires de vie des taxons ou populations, leur mobilité et la connectivité des milieux. Le lien est bien expliqué dans la fiche : des individus et populations (mobiles) seront plus ou moins freinés dans leurs déplacements par un espace naturel fragmenté, leurs mouvements seront arrêtés ou ralentis par les autres occupations du sol. L'évaluation rappelle que cela est néanmoins extrêmement variable d'une espèce à l'autre, d'une occupation du sol à l'autre, d'une échelle à l'autre, et surtout d'une définition du concept de fragmentation à l'autre. L'indicateur est lié au fonctionnement des écosystèmes : mobilité, connectivité, dissémination, pollinisation, limitations des effets microclimatiques (effets de lisières, etc.), possibilités de migrations et évolution sur le long terme dans un cadre de changements globaux (climatiques, usages des sols, disparitions de populations ou d'espèces clés, etc.). L'influence de la fragmentation est observée sur les organismes vivants qui peuplent les écosystèmes, la biocénose, ainsi que sur le biotope qui l'accompagne, par une influence marquée sur les flux biogéochimiques (pollutions, métaux par ex.) et même énergétiques (albédo, évapotranspiration par ex.). C'est donc l'ensemble de l'écosystème et son fonctionnement qui dépend de la répartition spatiale de son principal « support » que constitue le paysage. Le lien est également établi avec les services écosystémiques, dont un grand nombre est conditionné par la fragmentation des territoires. Tous les services qui s'appuient sur des flux (pollutions, énergétiques, déplacement de populations) en dépendent grandement : ils concernent par exemple la dépollution, la réduction de l'érosion, la pollinisation, la dispersion de graines, la résistance à l'invasion, etc. Les services dits de régulation sont concernés, ainsi que les services d'appui (cycle de l'eau par exemple) et culturels (valeurs esthétiques par exemple). Si on s'attend à ce que la fragmentation des habitats réduise la biodiversité, l'évaluation indique cependant qu'il n'y a pas de relation directe entre la valeur de l'indicateur et la biodiversité (qu'il faudrait relier à cet indicateur composante par composante, région par région, etc.). La relation fragmentation et biodiversité dépend des espèces, de l'endroit, des barrières considérées, de la date, du type d'écosystème, etc. Un évaluateur indique qu'une étude de macroécologie (non encore publiée) montre que la biodiversité à l'échelle mondiale est très peu corrélée à la diversité de l'occupation des sols ; celle-ci est quant à elle très corrélée à la fragmentation puisqu'il y a statistiquement plus de types d'OS dans une zone fragmentée.

- **Données** : Le pas de temps de mise à jour de CLC (1990, 2000, 2006, 2012) a varié au cours du temps (il est désormais de 6 ans), les projets de cartographies plus fines de l'occupation du sol et/ou des milieux naturels sont toujours en attente. L'absence soulignée d'informations sur la fréquentation des infrastructures de transports ou sur la qualité des habitats naturels constitue une faiblesse importante pour cet indicateur. Un changement d'échelle nécessite des données de cartographie plus fines. L'ajustement à l'outre-mer est très variable selon les territoires concernés. Par exemple, sous réserve de disposer de cartographies complètes d'occupation du sol adaptées au contexte, l'indicateur tel qu'il est conçu et calculé peut s'appliquer assez simplement à la Guyane (grand territoire, relativement peu fragmenté). Son application aux îles des Antilles ou des Mascareignes requiert les mêmes conditions que pour des applications régionales en France métropolitaine, en tenant compte du fait que ces territoires présentent souvent une complexité paysagère importante allant, sur de petits territoires, de la côte à des montagnes etc. avec une urbanisation souvent très éparse. A priori,

il n'y aurait pas de biais particulier lié à un changement d'échelle pour la collecte des données. Au contraire, une acquisition de données plus précise et/ou plus fréquente améliorerait l'indicateur.

E - Propositions d'amélioration

Dans la fiche ONB, l'évaluation suggère de mieux souligner la dépendance de l'indicateur à la résolution spatiale et temporelle de CLC. Elle demande pourquoi les cours d'eau ne sont pas mentionnés en tant que tels dans la partie relative à l'absence de données sur la fréquentation des infrastructures de transports. La question des escarpements rocheux paraît quant à elle assez anecdotique. Il conviendrait de préciser que ces barrières et obstacles n'ont pas la même importance selon que l'on s'attache à la faune, à la flore et à la fonge ainsi qu'aux différents groupes qui composent ces règnes, et que d'importantes disparités existent sur le territoire national.

D'une façon générale, l'indicateur doit être mieux défini, ce que demandait déjà la précédente évaluation. Des informations sur l'utilisation de l'indicateur seraient également appréciables (par qui, à quelles échelles, pour quels objectifs précis). Une présentation plus pertinente de l'indicateur ou d'un ensemble d'indicateurs (métriques – superficies totales et moyennes et variance, morcellement, connectivité, échelles géographiques, types de milieux) permettrait en outre une réelle appréhension de la situation. L'évaluation conseille, au vu d'un possible biais significatif lié aux espaces naturels concernés, de calculer l'indicateur type d'OS par type d'OS et de ne pas réaliser une synthèse des types d'espaces naturels.

L'évaluation formule plusieurs propositions de développement de l'indicateur.

Elle propose de réfléchir à un indicateur qui ferait précisément ce qui est décrit dans le titre et la fiche : quantifier la fragmentation et même son impact (au travers d'hypothèses de processus écologiques). Un indicateur donnant un nombre de fragments par unité de superficie de milieux naturels pourrait être couplé à l'indicateur actuel. Un évaluateur propose de calculer les 3 mesures proposées par Jaeger (2000) et de les présenter conjointement, et de trouver une bonne adéquation entre échelle géographique et type de valeur(s) proposée(s). Un autre évaluateur propose d'estimer les 2 composantes de l'indicateur séparément, en quantifiant les superficies ainsi que les obstacles potentiels, puis de faire de même pour chaque source OS, chaque catégorie de cibles ESP, et chaque échelle (extension). Les réponses seraient étudiées et la plus sensible, robuste, précise et fiable serait retenue.

Des indicateurs sur la connectivité (contagion) pourraient également, en remplacement ou en complément de cet indicateur, fournir de précieux renseignements sur la « fragmentation ».

Un évaluateur suggère en outre de s'intéresser au concept d'obstacle. Un obstacle peut prendre de nombreuses formes différentes et, même à forme fixée, peut contraindre très variablement les espèces. Cela peut donner une ouverture vers de nombreuses autres quantifications de cette composante très particulière de la fragmentation.

En termes de données, il semble possible de collecter d'autres données d'OS et de tester le (les) indicateur(s) sur celles-ci, soit pour mieux les comprendre, soit pour étendre l'analyse à des échelles, longueur d'onde et zones non encore renseignées. Des cartographies plus fines (échelles spatiales, typologies, pas de temps) de l'occupation du sol et/ou des végétations et/ou milieux naturels sont également nécessaires.

L'évaluation propose d'adapter l'indicateur aux différentes échelles et types de territoires suivant des référentiels biogéographiques scientifiques. Elle propose également de définir différents modèles neutres de paysages, ou une batterie de paysages observés différents, puis de tester l'indicateur sur ceux-ci.

Si cet indicateur pourrait être appliqué aux espèces aquatiques et quantifier la fragmentation des écosystèmes aquatiques, un évaluateur souligne que les trames bleues suggèrent un tout autre angle d'attaque et d'autres indicateurs à prendre en compte.

L'indicateur permet une prise de conscience des décideurs quant à l'importance de la fragmentation et de son impact sur le fonctionnement des écosystèmes et la biodiversité. Il convient néanmoins d'être prudent vis-à-vis des utilisations simplistes tirées de l'indicateur, visant à vouloir à tout prix recréer artificiellement de la coalescence ou de la

connectivité. Un indicateur de fragmentation plus performant et mieux renseigné (avec par exemple la distribution de valeurs) pourrait permettre d'interpréter les différences de valeurs de fragmentation en France et de mettre en place des actions.

F - Bibliographie des évaluateurs

Burel, F., Baudry, J. 2003. Landscape ecology: concepts, methods, and applications. Science Publishers, Enfield, N.H.

Dupias, G., Rey, P. 1980. Carte des régions écologiques de la France au 1/1000000. CNRS, Service de la carte la végétation.

Fahrig, L., Nuttle, W.K. 2005. Population ecology in spatially heterogeneous environments. In: Lovett, G.M., Jones, C.G., Turner, M.G., Weathers, K.C. (Eds.), Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer, New York, pp. 95–118.

Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? Ecosystems 1:143-156.

Gaucherel, C. 2008. Neutral models for polygonal landscapes with linear networks. Ecological Modelling, 219:39-48.

Gaucherel, C., Alleaume, S. and Hély, C. 2008. The Comparison Map Profile method: a strategy for multiscale comparison of quantitative and qualitative images. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 46 (9): 2708-2719.

Gaucherel, C., Balasubramanian, M., Karunakaran, P.V., Ramesh, B.R., Muthu, S., Couteron, P., Hély-Alleaume, C. 2010. At which scales does landscape structures influence the spatial distribution of elephants in Western Ghats? Journal of Zoology, 280: 185-194.

Gaucherel, C., Burel, F. and Baudry J. 2007. Multiscale and Surface pattern analysis of the effect of landscape organisation on carabid beetles distribution. Ecological Indicators, 7 (3): 598-609.

Gaucherel, C., Salomon, L. 2014. A neutral model for river network sinuosity. Geomorphology, 214: 416-422.

Gritti, E.S., Gaucherel, C., Crespo-Perez, M.V., Chuine, I. 2013. How can model comparison help improving species distribution models? PLOS One, 8(7): e68823.

Jaeger J.A.G., 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landsc. Ecol., 15 : 115–130.

Labonne, J., Ravigné, V., Parisi, B. and Gaucherel, C. 2008. Linking dendritic network structures to population demogenetics: the downside of connectivity. Oikos, 117 (10): 1479-1490.

Mackey, B.G. 2000. GIS for ecology: an introduction, International Journal of Geographical Information Science, 14 (1): 107.

Miguet, P., Gaucherel, C., Bretagnolle, V. 2013. Breeding habitat selection of Skylarks varies with crop heterogeneity, time and spatial scales, and reveals spatial and temporal crop complementation. Ecological Modelling, 266: 10-18.

Moser B., Jaeger J.A.G., Tappeiner U., Tasser E., Eiselt B., 2007. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. Landsc. Ecol., 22: 447–459.

Retho, B., Gaucherel, C. and Inchausti, P. 2008. Spatially explicit population dynamics of Pterostichus Melanarius I11. (Coleoptera: Carabidae) in response to changes in the composition and configuration of agricultural landscapes. Landscape and Urban Planning, 84 (3): 191-199.

Référencement

Cudennec, C., Gaucherel , C., Olivier, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Fragmentation des milieux naturels ». In :Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

HAIES, BOIS ET LANDES DANS LES TERRITOIRES AGRICOLES

Part des territoires agricoles, pelouses et pâturages naturels identifiés par CORINE Land Cover couverts par des surfaces de haies, alignements d'arbres, bosquets, forêts, maquis, garrigues, friches et landes en métropole

L'évaluation considère l'indicateur comme robuste et fiable mais souligne l'absence d'éléments pour réaliser une analyse ou proposer des améliorations.

Code indicateur
SNB-B05-15-HBL1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 30

Évaluation réalisée par
Christophe Cudennec
Antoine Gardarin

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
4 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Dernière évaluation
2013

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur porte sur les haies, éléments boisés et arbustifs qui structurent les paysages agricoles métropolitains.

Il s'inscrit bien dans l'orientation stratégique B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer ». Il est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, B5 et B6.

Deux informations sont fournies par cet indicateur : (1) la proportion de surfaces, haies, landes et bois par rapport aux territoires agricoles, et (2) la répartition de ces surfaces entre les forêts, bosquets, haies, et landes, friches, maquis et garrigues. Or, le sous-titre n'évoque que la première information. Une impression d'incohérence émane dès lors à la lecture des graphiques. L'évaluation propose en outre de préciser le sous-titre de l'indicateur avec « Proportion surfacique » ou « Proportion de surface » (comme dans l'illustration cartographique) plutôt que d'utiliser le terme « part ». Il faudrait également préciser la définition de « territoires agricoles » dont la superficie entre dans le calcul (est-ce que cela correspond à la surface agricole utile – SAU ?).

La phrase présentant la valeur de l'indicateur semble correcte. Il n'y a pas d'intervalle de confiance et cela ne semble pas nécessaire.

Les illustrations correspondent, voire complètent, le descriptif de l'indicateur. Les deux premiers graphiques décrivent davantage la répartition des haies, bois et landes en différentes catégories, alors que l'on attend en premier lieu de connaître leur part parmi les territoires agricoles, comme le titre le suggère.

L'interprétation de la valeur de l'indicateur peut éventuellement être sujette à erreur, si le territoire agricole qui sert de référence n'est pas défini ou si la surface des territoires agricoles varie plus que la surface des haies, bois et landes, voire si elle compense des variations absolues.

Enfin, l'évaluation relève que le sous-titre mentionne les pelouses et pâturages naturels

alors qu'ils n'apparaissent pas dans le 2e graphique. De plus, le titre de l'indicateur ne suggère pas que les prairies sont incluses, ce qui ne permet pas de bien cerner ce que comprend réellement l'indicateur.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'indicateur ne poursuit pas de valeur cible. Il ne s'accompagne pas non plus d'une valeur seuil ou ayant une signification particulière. Les seuils pouvant être liés sont ceux imposés par la politique agricole commune (PAC), calculés à l'échelle de l'exploitation agricole, prenant en compte les surfaces d'intérêt écologique sur la surface agricole utile (les forêts en sont exclues par exemple), et calculés avec des méthodes d'équivalence entre les différents types de surface (jachère, bande enherbée, etc.) pour comparer des linéaires et des surfaces (forte valeur données aux haies, plus importante que leur surface réelle). Ce seuil minimal « politique » est de 5%[1].

Cet indicateur est plus pertinent là où les territoires agricoles occupent une grande partie du territoire total, et l'est moins là où il y a plus de surfaces naturelles ou semi-naturelles.

Le grain de précision de l'indicateur est adéquat. Il serait toutefois souhaitable d'avoir un grain territorial plus fin (échelle de la petite région agricole, du canton ?). En effet, si la restitution pour la métropole est trop macroscopique, l'illustration cartographique par département est quant à elle pertinente (des niveaux infra peuvent facilement être générés). SOLAGRO produit par exemple des indicateurs à l'échelle de la petite région agricole.

Un changement d'échelle pourrait avoir une incidence sur la pertinence de l'indicateur car une moyenne nationale masquerait complètement de très faibles valeurs dans certains départements, sachant que les surfaces élevées en haies, landes et bois dans le sud du pays ne compensent pas celles qui sont absentes dans le nord.

A priori, un changement d'échelle ne modifierait pas la relation entre l'indicateur et le phénomène décrit.

C – Production de l'indicateur

L'évaluation souligne qu'il y a un très bon niveau de détail sur la fiche ONB. Il serait utile de préciser le nombre de segments et de points d'échantillonnage, et si ce sont les mêmes points à chaque fois ou si un échantillonnage est effectué tous les ans ou tous les six ans. Par ailleurs, l'indicateur est un ratio. Le dénominateur est très bien décrit mais pas le numérateur (surface des territoires agricoles = SAU ?). La liste des milieux ciblés « haies, bois, forêts, landes … » ne reprend pas les milieux listés dans le sous-titre de l'indicateur. L'utilisation des points de suspension crée un flou malvenu.

La manière dont est calculé l'indicateur est bien décrit mais non répétable compte tenu des étapes de tirages statistiques.

L'évaluation propose de raisonner à une échelle plus fine, ce qui pourrait davantage correspondre à la réalité du point de vue des habitats, des paysages et des enjeux de biodiversité.

Il n'y a pas de pondération dans le calcul. Les différents types de surface pourraient éventuellement être pondérés, selon leur nature, en fonction de l'importance qu'on pourrait leur accorder vis-à-vis de la biodiversité (sur la base selon laquelle les agriculteurs calculent leur surface en éléments topographiques pour les déclarer à la PAC), mais de tels calculs seraient contestables et il semble préférable d'en rester aux graphiques pour détailler l'indicateur. Par ailleurs, la logique des tirages statistiques convainc l'évaluation.

Le problème sur la fréquence de collecte des différentes données est déjà bien mis en avant. L'évaluation s'interroge sur le tableau des données source et demande pourquoi la surface des territoires agricoles est restée constante entre 2006 et 2012, alors que cette durée de six ans correspond à la périodicité de la base Corinne Land Cover.

1 Selon le poster de Solagro (Pointereau et Coulon, 2015. Les dernières évolutions du bocage. Ed. SOLAGRO. Poster), l'organisation internationale pour la lutte biologique recommande un seuil réel de 5% de la surface agricole utile occupés par des surfaces de compensation écologique (par exemple sans les équivalences entre linéaires et surfaces mises en place selon les règles de la PAC). La comparaison avec le présent indicateur est difficile car les typologies d'habitats ne sont pas les mêmes, néanmoins, la lecture de la carte des infrastructures agroécologiques (consultable sur le site de Solagro) donne une vision complètement cohérente avec la carte dont il est question pour cet indicateur.

D – Analyse de l'indicateur

L'évaluation indique ne pas disposer d'assez d'éléments pour pouvoir se prononcer sur tous les aspects de l'analyse.

- **Robustesse :** L'indicateur est robuste et le sera quelle que soit l'échelle de territorialisation.
- **Précision :** L'indicateur ne serait pas précis à toutes les échelles géographiques, la présentation des résultats à l'échelle départementale paraît trop grossière. Malgré les explications, il n'est pas évident de bien comprendre la densité et le degré de précision des sondages pour Teruti-Lucas conférés par le nombre de segments et de points d'observation (un tirage dans chaque carré de la maille de 3x3 km, ou bien seulement certains de ces carrés sont tirés au sort ?).
- **Sensibilité :** L'indicateur détectera une fraction de pourcentage, il n'y a aucune limite supérieure. L'échelle temporelle ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes. Le délai de 6 ans pour le dénominateur est très long et ne peut pas prendre en compte la diminution de la surface des territoires agricoles (sous l'effet de l'urbanisation notamment). Si le numérateur est calculé annuellement, est-il envisageable de calculer l'indicateur à cette périodicité ? Cela semble nécessaire pour mettre en évidence des fortes variations de surfaces de haies et prairies en réponse aux politiques publiques.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur semble fiable. Il le restera quelle que soit l'échelle géographique et si l'intervalle de temps entre deux collectes de données est modifié. Il variera dans le même sens que le phénomène décrit.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, toutes les surfaces en question fournissent directement des habitats et des ressources à la biodiversité. Il ne renseigne cependant pas sur la diversité biologique présente dans ces surfaces. L'indicateur reflète un potentiel d'accueil pour la biodiversité, qu'elle soit banale ou ordinaire. L'indicateur ne rend pas compte du fonctionnement de la biodiversité dans ces habitats ni des services écosystémiques existants. Cet indicateur se rapproche des objectifs politiques de la PAC évoqués précédemment.
- **Données** : L'évaluation relève que l'une des deux bases de données utilisées est mise à jour tous les 6 ans, l'autre est mise à jour tous les ans.

Référencement

Cudennec, C., Gardarin, A. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Haies, bois et landes dans les territoires agricoles ». In: Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

E - Propositions d'amélioration

La révision de l'indicateur doit se faire en tenant compte de la mise à jour tous les 6 ans de la base de données Corine land Cover. L'évaluation suggère un indicateur sur les infrastructures agroécologiques (cf. les travaux de SOLAGRO), plus pertinent dès lors que l'on s'intéresse aux territoires agricoles.

ONB Observatoire National de la Biodiversité

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

FRB Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

IMPORTANCE ACCORDÉE PAR LES FRANÇAIS AUX PROBLÈMES DE BIODIVERSITÉ

Proportion de la population française mettant la disparition de certaines espèces végétales ou animales parmi les deux problèmes liés à la dégradation de l'environnement les plus préoccupants

Code indicateur
SNB-A01-12-OFB1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 31

Évaluation réalisée par
Joanne Clavel
Dominique Pelletier

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
30 avril 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
A1 - Faire émerger, enrichir et partager une culture de la nature

A3 - Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs

Objectif secondaire
F20 - Développer et organiser la prise en compte des enjeux biodiversité dans toutes les formations

Dernière évaluation
2013

De manière générale, l'évaluation souligne que si le protocole initié doit être reproduit à l'identique d'enquête en enquête afin de permettre un suivi de l'évolution dans le temps, la formulation de la question de départ renvoie néanmoins une image restrictive de la biodiversité en ne la considérant pas dans son ensemble. Elle appelle enfin à étendre l'enquête à l'outre-mer.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur vise à connaître la sensibilité des citoyens aux problématiques de protection de la biodiversité. Au moyen d'une enquête réalisée auprès d'un échantillon représentatif de la population, il s'agit d'identifier les deux problèmes considérés comme les plus préoccupants liés à la dégradation de l'environnement. Les réponses apportées permettent de positionner la disparition des espèces par rapport aux autres problématiques environnementales tels que le réchauffement climatique, la pollution de l'eau, la pollution de l'air, la dégradation des paysages, etc.

L'indicateur répond globalement aux orientations dans lequel il s'inscrit, « Susciter l'envie d'agir pour la biodiversité » et « Renforcer, partager, valoriser les connaissances », même si la pertinence peut être discutée. En effet, les liens postulés entre connaissances de la biodiversité et attachements à la biodiversité ne sont pas clairs, et de même que les liens entre connaissances et actions en faveur de la biodiversité, les connaissances évoquées ne sont pas définies.

L'indicateur est tout à fait pertinent pour atteindre l'objectif « Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs ». En effet, selon l'évaluation plus la biodiversité apparaîtra comme une préoccupation pour les français, plus elle se hissera dans l'agenda politique. De la même manière, si l'indicateur baisse, les politiques pourraient se détourner de la question de la biodiversité.

En revanche, concernant l'objectif « Faire émerger, enrichir et partager une culture de la nature », l'évaluation relève qu'en demandant une hiérarchisation des problèmes environnementaux, qui tous affectent la nature, la construction même de l'indicateur ne permet pas véritablement d'atteindre cet objectif et ne révèle pas une culture de la nature.

L'évaluation préconise d'utiliser le terme « biodiversité » plutôt que celui de « nature », les deux ne s'équivalant pas (le concept de nature étant plus vaste et les relations homme/nature sont plus diverses que celles de l'homme à la biodiversité).

Par ailleurs, l'interprétation de l'indicateur peut engendrer une confusion. L'indicateur reflète l'importance accordée par les français à la biodiversité, cette préoccupation s'insérant elle-même parmi d'autres problématiques environnementales. L'enquête demande de hiérarchiser des problèmes environnementaux alors qu'ils sont tous des causes de la disparition de la biodiversité. La disparition d'espèces n'est qu'un des aspects de la dégradation de la biodiversité et évoque souvent uniquement les espèces très visibles, emblématiques. Les réponses proposées aux personnes interrogées ne se situent en outre pas toutes au même niveau, certaines étant des pressions/menaces (1,2, 7-10) et d'autres des impacts (par ex. 3,6).

Dans cette logique, l'intitulé devrait ainsi être précisé pour mieux refléter ce que montre l'indicateur, avec par exemple : « *importance accordée par les français aux problèmes de biodiversité parmi d'autres problèmes environnementaux* » ou « *Sensibilité et participation du public : place donnée à la biodiversité parmi les enjeux environnementaux* » (Levrel et al. 2010). Le sous-titre pourrait également être précisé : « *Proportion de la population française plaçant la disparition de certaines espèces végétales ou animales comme l'un des deux problèmes les plus préoccupants en ce qui concerne la dégradation de l'environnement* ».

Malgré ces risques de confusion au niveau de l'intitulé, l'explication donnée de l'indicateur est claire et commence bien sa description.

En termes d'illustrations, les évaluateurs indiquent que c'est le graphique en histogramme qui apparaît comme beaucoup plus précis. Il relate bien la construction de l'indicateur, contrairement à la courbe montrant l'évolution temporelle. De plus, une échelle de 0 à 100 % mettrait en valeur que seuls 33 % des français placent la biodiversité comme un des deux problèmes liés à la dégradation de l'environnement les plus préoccupants. Une précision du nombre de personnes interrogées pourrait également figurer sur le graphique (n=2000).

Enfin, l'information du nombre de français mettant la biodiversité en première occurrence serait vraiment pertinente.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'évaluation souligne l'importance de préciser que la perte de biodiversité n'est pas indépendante de la plupart des autres problématiques environnementales. L'indicateur ne doit pas être sur-interprété ni favoriser un raccourci entre préoccupation des citoyens face à la disparition des espèces et sensibilité de protection de la biodiversité. La formulation du texte pourrait évoluer pour intégrer cette précision. A titre d'exemple, la fin de la définition pourrait être : « *Plus précisément, la question posée de situer la disparition des espèces par rapport aux autres problématiques environnementales comme le réchauffement climatique, la pollution de l'eau, la pollution de l'air, la dégradation des paysages...* ».

La situation des personnes enquêtées, selon leur sensibilisation existante, pourra influer sur leurs réponses. Le plan d'échantillonnage utilisé pour le calcul de l'indicateur devrait pallier cela au moins en partie.

C – Production de l'indicateur

Le texte d'explication est clair et précis, de même que la manière dont a été calculé l'indicateur qui relève d'une technique de sondage. Une amélioration pourrait être envisagée en étendant l'enquête à l'outre-mer.

Le changement de questions du sondage pourrait poser problème en empêchant les comparaisons des résultats dans le temps.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** Les quotas et le protocole suivi assurent une robustesse à l'indicateur. Tout changement d'échelle nécessiterait de s'assurer que l'échantillon interrogé reste représentatif. L'évaluation rappelle une limite à ce type d'exercice,

qui est celle de l'impact d'une éventuelle actualité au moment de l'enquête (par ex. catastrophe naturelle). Un éventuel biais pourrait en outre survenir du fait d'une surinterprétation de l'indicateur et un raccourci entre titre et calcul de l'indicateur..

- **Précision :** Comme indiquée par la précédente évaluation, la précision de l'indicateur est assurée par le protocole suivi. La précision n'est pas calculable avec la méthode des quotas mais le serait davantage avec un échantillonnage stratifié. Une taille d'échantillon de 2000 personnes semble pouvoir fournir une précision assez bonne. L'indicateur se veut représentatif de la population, les réponses par catégorie de répondants pourraient être indiquées ; cela pourrait grandement aider à l'interprétation et à comprendre le phénomène de protection de la nature.
- **Efficacité / Fiabilité :** Comme dans la précédente évaluation, l'indicateur est considéré comme fiable. Il repose sur un protocole bien établi qui doit être conservé pour permettre les comparaisons. Une limite reste néanmoins celle des influences conjoncturelles influençant les opinions des enquêtés (par ex. une catastrophe nucléaire ou une pollution qui se produirait peu de temps avant l'enquête ferait sûrement varier fortement l'indicateur).
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité :** L'indicateur se focalise sur la perception de la vulnérabilité des espèces et de son importance. Il établit éventuellement un lien avec les services écosystémiques, esthétiques et culturels en particulier (disparition d'espèces emblématiques) mais n'est pas représentatif du fonctionnement des écosystèmes, car il induit une représentation d'indépendance inadéquate entre des pressions et leurs conséquences en termes de disparition de la biodiversité. L'objectif visé ici est principalement politique, il s'agit de faire réagir les personnes interrogées sur les problèmes environnementaux actuels. Associer d'autres enquêtes permettrait de positionner la biodiversité par rapport aux autres préoccupations des français (santé, travail, sécurité, etc.).
- **Données** : Aucun biais n'est à relever tant que le protocole est suivi et l'échantillon interrogé représentatif de la population. Des données concernant l'outre-mer doivent être intégrées à l'enquête.

E - Propositions d'amélioration

L'indicateur atteint bien son objectif de « Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs » mais pourrait être encore amélioré notamment pour mieux relier ce que montre l'indicateur et son intitulé. Comme la reformulation des questions impliquerait une rupture dans les comparaisons avec les enquêtes antérieures, ce qui est à éviter, il pourrait être envisagé d'ajouter une question dans l'enquête. Un travail sur les éléments d'interprétation (titre, lien entre nature et biodiversité, entre préoccupation et action, souligner le problème de hiérarchisation entre des questions toutes environnementales ainsi que le problème d'indépendance supposée des questions posées) pourrait davantage faire correspondre contenu et intitulé. L'enquête pourrait rappeler la non-indépendance des réponses.

Un plus grand échantillonnage pourrait être intéressant, de même qu'il serait pertinent de connaître l'occurrence de la préoccupation « biodiversité » en première position.

Enfin, étendre l'enquête à l'outre-mer apparaît nécessaire.

F – Bibliographie des évaluateurs

Alphandéry P., Fortier A., 2005, « Les savoirs locaux dans les dispositifs de gestion de la nature », dans Biodiversité et savoirs naturalistes locaux en France, Cirad, Iddri, IFB, Inra, pp.158-166.

Artaud H. (dir.), 2013, Leurrer la nature, Cahiers d'Anthropologie Sociale 09, Paris, L'Herne, 176 p.

Bonneuil C. (dir). 2006, « De la République des savants à la démocratie technique : conditions et transformations de l'engagement public des chercheurs », in Natures Sciences Société, vol. 14, n° 3.

Charvolin F., Micoud A., Nyhart L. 2007, « La nature des profanes. Pour une autre approche de l'amateur », dans Charvolin F., Micoud A., Nyhart L. (dir.), Des sciences citoyennes ? La question de l'amateur dans les sciences naturalistes, La Tour-d'Aigues, Éditions de l'Aube.

Charvolin F., 2004, « Une science citoyenne ? Le programme Feederwatch et la politique des grands nombres », Développement durable et territoires, pp. [en ligne].

Charvolin F., Micoud A., Nyhart L., (dirs.), 2007. Des sciences citoyennes ? La question de l'amateur dans les sciences naturalistes, La Tour-d'Aigues, Éditions de l'Aube

Clavel, J. 2012, « Biodiversité et Ecologues », In L'exigence de la réconciliation - Biodiversité et société, dir. C. Fleury, A-C. Prévot-Julliard, Paris, Fayard.

Couvet D., Jiguet F., Julliard R., Levrel H., Teyssedre A., 2008, « Enhancing citizen contributions to biodiversity science and public policy », Interdisciplinary Science Reviews, 33(1), pp. 95 103.

Chawla L. & D. F. Cushing. 2007, « Education for strategic environmental behaviour ». Environmental Education Research 13, p.437-452.

Ducatez, S., Clavel, J. et Lefebvre, L. 2014, Ecological generalism and behavioral innovation in birds: technical intelligence or the simple incorporation of new foods?. Journal of Animal Ecology, 84, p. 79-89.

Dickinson Janis and Bonney Rick (ed.) 2012. Citizen Science: Public Participation in Environmental Research, Cornell University Press.

Gosselin M., Gosselin F., Julliard R., 2010, « L'essor des sciences participatives pour le suivi de la biodiversité : intérêts et limites », Sciences, eaux & territoires, 3, pp. 76 83.

Hinds J. and P. Sparks. 2008, « Engaging with the natural environment: The role of affective connection and identity ». Journal of Environmental Psychology 28, p.109 20.

Inger R., Gregory, R., Duffy J. P., Stott, I., Vorisek, P. and K. Gaston. 2015, « Common european birds are declining rapidly while less abundant species' number are rising ». Ecology Letters 18, p. 28-36.

Juster T.F., H. Ono et S.F.P. Stafford. 2004, Changing times of American youth: 1981-2003, [en ligne].

Kahn, P. H. 2002, « Children's affiliations with nature. » In : P. H. Kahn & S. R. Kellert (Ed.), Children and Nature (pp. 93-116). Cambridge : The MIT Press.

Kals E., Schumacher D. and L. Montada. 1999, « Emotional Affinity toward Nature as a Motivational Basis to Protect Nature ». Environment and Behavior 31, p.178 202.

Latour B. 1989, La science en action, Paris, La Découverte.

Legrand M., 2013, « Vigie-Nature : sciences participatives et biodiversité à grande échelle », Cahiers des Amériques latines, 72-73, pp. 65 84.

Levrel, H., J. Fossat & D. Pelletier. 2010. Les indicateurs de biodiversité marine et côtière : état des lieux institutionnel. Vertigo 10. http://vertigo.revues.org/9893

Lindemann-Matthies P., Bose E., 2008, « How many species are there? Public understanding and awareness of biodiversity in Switzerland », Human ecology, 36, pp. 731 742.

Manceron V., 2015, « « Avant que nature meure »...inventorier. Le cas des naturalistes amateurs en Angleterre », Ethnologie française, 45, pp. 31 43.

Mayer F. S. and C. M. Frantz. 2004, « The connectedness to nature scale: A measure of individuals' feeling in community with nature ». Journal of Environmental Psychology 24, p.503 15.

Micoud A. 2000, « L'écologie urbaine comme utopie contemporaine », Quaderni, 43, p. 101-116.

Miller J. R. 2005, « Biodiversity conservation and the conviction of experience », Trends in Ecology and Evolution 20, p. 430-434.

Pergams O.R.W. et P.A. Zaradic. 2008, « Evidence for a fundamental and pervasive shift away from nature-based recreation ». Proceedings of the National Academy of Sciences 105(7), p. 2295-2300.

Reader S. et Laland K. 2003, Animal Innovation. Oxford University Press, New York.

Vining J. 2003, « The connection to other animals and caring for nature ». Human Ecology Review 10, p.87-99.

Référencement

Clavel, L., Pelletier, D. & Aubertie, S. 2016. Évaluation scientifique de l'indicateur « Importance accordée par les Français aux problèmes de biodiversité ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

ONB
Observatoire National de la Biodiversité

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

FRB
FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

NIVEAU DE CONNAISSANCE DE LA RÉPARTITION DES ESPÈCES MARINES

Proportion d'espèces marines faisant l'objet d'au moins une donnée d'occurrence dans l'INPN

Code indicateur
SNB-F18-12-EMC1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 32

Évaluation réalisée par
Jean-Claude Gaertner
Yan Ropert-Coudert

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
30 avril 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion des connaissances

F19 - Améliorer l'expertise afin de renforcer la capacité à anticiper et à agir, en s'appuyant sur toutes les connaissances

Dernière évaluation
2013

De manière générale, l'évaluation estime que l'indicateur se révèle robuste et sensible et que les commentaires issus de la précédente évaluation ont bien été pris en compte. Elle souligne toutefois que la définition de l'indicateur peut être ambigüe dans la mesure où ce dernier ne donne pas d'information sur le niveau de connaissances de la répartition des espèces marines. Elle alerte enfin sur les possibles biais liés à l'estimation des deux valeurs nécessaires à son calcul, TAXREF et INPN.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente la proportion d'espèces marines en outre-mer et en métropole listées dans le référentiel TAXREF, et qui font l'objet d'au moins une donnée d'occurrence dans l'inventaire national du patrimoine naturel (INPN).

Il s'inscrit bien dans l'orientation F de la SNB « Renforcer, partager, valoriser les connaissances » et répond à l'objectif F18, en ce qu'il permet de partager des informations et des données via la plate-forme TAXREF. Concernant l'objectif F19, l'évaluation met en avant le fait que le numérateur et le dénominateur sont tous deux amenés à changer, ce qui peut réduire la capacité d'anticipation prévue par l'objectif.

L'intitulé de l'indicateur manque de précision et ne correspond pas à la réalité de ce qu'il mesure. En effet, le terme « répartition », qui est une notion spatiale, n'apparaît plus dans la description où il est seulement fait mention de quantité de données présentes dans la base de données INPN. L'évaluation propose de préciser « donnée géospatialisée d'occurrence » dans la description de l'indicateur. La taille de l'échantillon servant à calculer l'indicateur est dorénavant précisée ce qui est un gain par rapport à la précédente évaluation.

La valeur présentée est correcte, mais sujette à une interprétation ambiguë : elle ne signifie pas que l'on a connaissance de 26% de la répartition des espèces marines, mais que 26% des espèces marines listées dans TAXREF font l'objet d'au moins une donnée d'occurrence dans l'INPN, ce qui est très différent.

L'évaluation relève que, par rapport à l'ancienne présentation de l'indicateur, le biais de visualisation a disparu. Le nouveau diagramme est beaucoup plus clair et montre

bien l'évolution conjointe du numérateur et du dénominateur. Cette représentation permet d'évaluer dans quelle mesure l'évolution du nombre d'espèces répertoriées dans TAXREF peut influencer la valeur de l'indicateur. La valeur du nombre d'espèces totales répertoriées pourrait être ajoutée sur le diagramme pour une lecture plus rapide de sa progression annuelle. Si les illustrations (tableau et figure) sont légendées de manière adéquate, l'évaluation insiste sur le fait qu'elles montrent la proportion d'espèces marines listées dans TAXREF et faisant l'objet d'au moins une occurrence dans l'INPN. Cela n'éclaire en aucun cas sur notre niveau de connaissances de la répartition des espèces marines, alors même qu'il s'agit là de l'intitulé de l'indicateur.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La définition présente en une phrase le référentiel TAXREF, ce qui est très utile. Il devrait en être de même pour les données de l'INPN.

Les faibles valeurs de l'indicateur sont significatives. Elles démontrent que nos connaissances de la biodiversité marine sont encore fragmentaires et limitées. Il faut noter que le numérateur et le dénominateur augmentant de concert, il est difficile de dégager une valeur seuil qui serait parlante.

Atteindre une valeur de 100%, donc avoir une donnée d'occurrence pour toutes les espèces listées dans TAXREF, constitue un objectif théorique. En effet, il sera sans doute impossible de savoir si l'ensemble des espèces existantes sur le territoire français a été listé (de nouvelles espèces sont constamment découvertes) et, en parallèle, certaines espèces disparaissent avant d'avoir été inscrites dans l'INPN. Si l'évaluation relève que l'indicateur ne dispose pas de valeur cible actuellement, elle suggère qu'une telle valeur pourrait être déterminée mais nécessiterait d'engager une étude préalable. Celle-ci devrait correspondre à un effort réaliste (entre 75 et 90% ?) et s'inscrire dans un pas de temps long. En effet, la durée de vie de l'indicateur est encore trop courte pour dégager un profil d'évolution. Si certaines années sont prolifiques (+7000 espèces dans TAXREF entre 2012 et 2013 ; évolution de 17 à 26% entre 2014 et 2015), d'autres le sont beaucoup moins (+653 espèces dans TAXREF entre 2013 et 2014, i.e. seulement +1% entre 2013 et 2014).

En termes de territorialisation, l'indicateur pourrait être calculé à une échelle plus fine, par exemple au niveau de chaque territoire d'outre-mer, ce qui renforcerait son intérêt. L'évaluation rappelle que l'indicateur est basé sur les données d'espèces listées dans le référentiel taxonomique TAXREF qui couvre l'ensemble des territoires français regroupés selon 15 catégories. Comme indiqué dans le rapport TAXREF du MNHN, ces 15 territoires sont considérés dans leur intégralité. Ainsi, une espèce indigène dans au moins un site du territoire est considérée comme indigène sur l'intégralité de ce territoire, posant un problème de granularité évident dans certains cas .

Changer d'échelle pour atteindre des échelles spatiales plus fines (comme par exemple au niveau d'un écosystème) pourrait s'avérer utile pour des opérations de gestion locale . Il serait intéressant d'évaluer la possibilité d'extraire des informations de la base de l'INPN à différentes échelles spatiales pour renseigner les demandeurs.

C – Production de l'indicateur

Le mode de calcul est clair et compréhensible mais il serait utile de préciser qu'il se fait sur des données cumulées dans le temps (depuis 2012) en ce qui concerne les données de l'INPN. Il ne permet pas de connaître la répartition des espèces marines ; une seule observation en un seul point est, en effet, insuffisante pour connaître la répartition d'une espèce.

De plus, l'indicateur semble être calculé uniquement à l'échelle globale (métropole + outre-mer français) alors que TAXREF permettrait de le calculer séparément pour la métropole et chaque territoire d'outre-mer. Cela pourrait être plus pertinent.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est évalué comme robuste. La validation des données par le SPN avant leur intégration dans l'INPN renforce la robustesse. Il en est de même pour les données de TAXREF, qui sont elles aussi validées de plusieurs manières. Toutefois, l'évaluation souligne que les données TAXREF sont sou-

vent encore très incomplètes, ce qui biaise le calcul de l'indicateur dans la phase actuelle, mais ce problème tend à se résorber. Le biais majeur pouvant affecter la valeur de l'indicateur n'a pas changé depuis la dernière évaluation, à savoir que le dénominateur et le numérateur peuvent tous les deux changer de manière concomitante. Toutefois, le nouveau mode de présentation de l'indicateur permet de mieux prendre en compte ce biais. L'indicateur ne s'applique qu'à une seule échelle spatiale, celle de l'ensemble du territoire français. Une plus fine granularité pourrait être atteinte car les données de TAXREF sont collectées à des échelles oscillant entre 5x5 km et 10x10km. A ces différentes échelles, la valeur de l'indicateur pourrait changer. La robustesse pourrait varier en fonction des niveaux d'observation et de connaissances propres à chaque territoire.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est limitée par sa définition : il représente le rapport entre deux valeurs susceptibles de changer de manière concomitante. Néanmoins, la nouvelle présentation de l'indicateur renseigne, en partie, l'utilisateur quant à son niveau d'imprécision. En effet, la possibilité de voir l'évolution des valeurs du numérateur et du dénominateur en parallèle permet de juger des progrès respectifs réalisés dans ces deux champs. La proportion réelle d'espèces comportant au moins une localisation dans la base de données par rapport au nombre total d'espèces contenues dans TAXREF prendra tout son sens lorsque que le nombre total d'espèces dans TAXREF se sera stabilisé. De plus, une imprécision pourrait venir d'éventuelles erreurs d'observation (par ex. erreur de détermination de l'espèce) dans la base INPN lors de la collecte des données et/ou de la phase de validation, ou d'éventuelles erreurs dans la liste intégrée dans TAXREF (par ex. des listes d'espèces incomplètes). L'évaluation propose enfin de réaliser une analyse à plus fine échelle spatiale (territoires d'outre-mer et métropole) et de reformuler l'intitulé pour ne plus faire apparaître la notion de connaissance de la « répartition ».
- **Sensibilité :** L'indicateur est très sensible dans la mesure où la variation d'une seule espèce suffit à l'influencer. Le numérateur et le dénominateur changent en effet en fonction du nombre d'espèces répertoriées dans deux bases de données (INPN pour le numérateur et TAXREF pour le dénominateur). Par ailleurs, l'indicateur sera capable de détecter le cas extrême (théorique) où toutes les espèces de TAXREF sont observées au moins une fois dans la base de l'INPN. L'indicateur est utilisé sur le long terme et ne peut pas véritablement, en l'état actuel des choses, alerter sur des phénomènes inhabituels (par ex. événements extrêmes, météorologiques notamment, pouvant avoir des conséquences immédiates et drastiques sur les espèces sauvages, Easterling et al. 2000). L'indicateur renseigne directement sur le niveau de connaissance d'une partie de la biodiversité et de sa répartition plutôt que sur son évolution. Il ne s'agit donc pas d'un indicateur dynamique de la biodiversité au sens propre. L'échelle annuelle est estimée suffisante, au vu des objectifs de mobilisation des acteurs et de partage des connaissances poursuivis.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme étant fiable, mais présentant des limites liées notamment à l'évolution parallèle des deux valeurs nécessaires à son calcul. L'évaluation alerte sur le fait que, contrairement à ce qui est recherché ici, l'évolution de l'indicateur ne traduit pas toujours l'augmentation de l'effort d'observation des naturalistes. L'évolution de l'indicateur, peut, par exemple, traduire une progression rapide de TAXREF. En effet, une faible augmentation de la proportion d'espèces répertoriées dans l'INPN ne sera pas forcément le seul fait d'un faible ajout de données dans l'INPN. Cela peut aussi refléter une augmentation très importante du nombre d'espèces nouvelles dans TAXREF sur la période d'étude. La réduction des 2 listes de références (élimination d'espèces) suite à des corrections éventuelles modifieraient les valeurs de l'indice et limiteraient notre capacité à interpréter son évolution dans le temps.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur fournit une vision annuelle de l'état de la connaissance d'une partie de la biodiversité marine à l'échelle quasi nationale (avec des subdivisions au niveau des outre-mer) et de certaines connaissances en lien avec sa répartition. Toutefois, la pertinence de cet indicateur vis-à-vis de la biodiversité est faible. Cet indicateur ne s'intéresse qu'à une partie de la biodiversité, limitée au nombre d'espèces. Il ignore les variations d'abondance des espèces, de composition spécifique, et ne fournit pas non plus d'informations précises sur la localisation des espèces. Les aspects fonctionnels en lien avec les traits de vie des espèces ne sont pas non plus pris en compte. Plus largement, cet indicateur ne présente pas de lien direct avec le fonctionnement des écosystèmes

ni avec les services écosystémiques. Pour connaître notre niveau de connaissances de la répartition des espèces marines, d'autres indicateurs seraient nécessaires. De nombreux indices existants pourraient être utilisés dans ce but.

- **Données** : L'indicateur est déjà adapté à la déclinaison outre-mer, l'indice pourrait donc être calculé à l'échelle de chaque territoire. Un biais pourrait toutefois survenir, par exemple si pour des territoires d'outre-mer la liste de TAXREF était particulièrement incomplète ou erronée. Cependant, quand bien même les données proviennent de sources diverses, aux modes de collecte nécessairement différents et à des échelles spatiales et temporelles différentes, le travail de validation et d'homogénéisation des informations par le MNHN permet de limiter de tels biais. TAXREF utilise en effet trois types de sources essentielles (base de données officielles, publications scientifiques et informations provenant de groupes d'experts). L'évaluation suggère la prise en compte de l'Atlas Biogéographique de l'Océan Austral réalisé par le Census of Antarctic Marine Life (branche du CoML) et le Scientific Committee on Antarctic Research, qui peuvent constituer une source intéressante concernant l'Océan Austral.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, l'indicateur est relativement simple et doit le rester. Elle ne propose pas de modifications particulières concernant les approches utilisées pour son calcul ni de statistiques nécessaires pour son évaluation. Elle indique que les remarques issues de la précédente évaluation ont été prises en compte et des améliorations apportées, notamment dans sa présentation.

La première proposition d'amélioration vise logiquement à améliorer la concordance entre l'intitulé de l'indice et ce qu'il permet réellement de mesurer.

Par ailleurs, il pourrait être intéressant de centrer l'indicateur sur des espèces d'intérêt particulier (emblématiques, endémiques, envahissantes, menacées), par exemple le nombre d'espèces menacées observées dans INPN/nombre d'espèces menacées listées dans TAXREF, plutôt que de travailler uniquement sur une liste d'espèces totale.

Il serait également intéressant de décliner l'indicateur à des échelles plus petites (métropole et différents territoires d'outre-mer, 10x10 ou 5x5 km), en tenant compte cependant de l'effort supplémentaire que cela nécessiterait (temps et main d'œuvre). Cela pourrait en outre permettre aux acteurs locaux de mettre en avant un manque de connaissance par rapport à l'échelle nationale.

F – Bibliographie des évaluateurs

Easterling, D. R., Meehl, G. A., Parmesan, C., Changnon, S. A., Karl, T. R., & Mearns, L. O. (2000). Climate extremes: observations, modeling, and impacts. science, 289(5487), 2068-2074.

Gargominy, O., Tercerie, S., Régnier, C., Ramage, T., Schoelinck, C., Dupont, P., Vandel, E., Daszkiewicz, P. & Poncet, L. 2014. TAXREF v8.0, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Rapport SPN 2014 – 42. 126 pp.

Référencement

Gaertner, J.-C., Ropert-Coudert, Y. & Aubertie, S. 2016. Évaluation scientifique de l'indicateur « Niveau de connaissance de la répartition des espèces marines ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

NIVEAU DE DIVERSITÉ DES RÉGIMES ALIMENTAIRES DES OISEAUX

Évolution de l'Indice Trophique moyen des Communautés (CTrI) d'oiseaux communs

Code indicateur
SNB-B04-15-IT01
Évaluation FRB- i-BD² : N° 33

Évaluation réalisée par
Luc Barbaro
Matthieu Guillemain

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
29 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Première évaluation

L'évaluation souligne la nécessité d'interpréter avec recul et prudence la valeur de l'indicateur, qui est encore peu utilisé à ce jour. Elle formule un certain nombre de propositions d'amélioration et de développements.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente les variations interannuelles de l'indice trophique moyen des communautés (CTrI) d'oiseaux, pour tous milieux confondus et selon les principaux types de milieux (ouverts, forestiers et agricoles).

L'indicateur s'inscrit bien dans l'orientation B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, B4 et B6. Comme l'explique la fiche de l'indicateur, la modification des réseaux trophiques dans les communautés est un processus peu documenté à ce jour mais qui peut s'avérer important pour leur fonctionnement et, à terme, pour la préservation de la biodiversité.

L'intitulé de l'indicateur ne correspond pas totalement à sa description. En effet, alors qu'est évoquée la diversité des régimes alimentaires, il est ici question d'évolution du niveau trophique. On pourrait s'attendre à une analyse de la variété moyenne de proies consommées pour un niveau trophique donné (par exemple, les oiseaux granivores voient-ils la gamme de leurs proies possibles diminuer du fait de la perte de biodiversité ?), alors que l'indicateur vise à estimer les proportions des espèces de différents niveaux trophiques dans les communautés. Le titre devrait probablement être modifié en « *Niveau trophique moyen des communautés d'oiseaux communs* ».

L'explication de la valeur indiquée est correcte. Le texte sous-jacent est plus informatif mais l'interprétation des évolutions potentielles (à partir de « résultant de l'altération ») semble cependant partielle et orientée.

La valeur est accompagnée d'un intervalle de confiance, visible dans les graphiques et dans les tableaux de données fournis. Sont montrés l'erreur standard et les limites de l'intervalle de confiance chaque année.

Les illustrations correspondent au message porté par l'indicateur, elles ne présentent pas de biais de visualisation. Comme indiqué, l'interprétation qui est faite des tendances de l'indicateur dans la fiche n'est pas nécessairement la seule possible.

Enfin, l'interprétation de la valeur peut être sujette à erreur, dans la mesure où elle est relative (comparaison de communautés d'oiseaux de composition variant dans le temps et dans l'espace).

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'indicateur présente une valeur relative permettant la comparaison de communautés. La valeur zéro pourrait être considérée comme reflétant une stabilité du niveau trophique moyen. Il n'y a pas de valeur cible associée à l'indicateur. L'évaluation relève que ce dernier est interprété de telle manière que les valeurs négatives sont jugées problématiques, car indiquant une raréfaction des niveaux trophiques les plus élevés. L'indicateur étant basé sur la proportion relative des différents niveaux trophiques, il peut cependant prendre une valeur plus faible simplement parce que les espèces des niveaux trophiques les plus bas augmentent plus vite, ce qui n'implique pas forcément un problème[1].

L'indicateur reste pertinent quel que soit le contexte, il a d'ailleurs été calculé séparément pour différents types d'habitats. Il est ici présenté à l'échelle nationale mais on peut envisager, compte-tenu du maillage territorial dense sur lequel il s'appuie, une déclinaison à l'échelle régionale. De même, un couplage avec des réseaux similaires dans d'autres pays doit pouvoir permettre une intégration à l'échelle internationale. L'échelle territoriale et le grain de précision sont néanmoins adéquats à ce jour.

Un changement d'échelle pourrait avoir un effet sur la pertinence de l'indicateur. Néanmoins, le mode de calcul reste identique et permet donc des comparaisons temporelles et spatiales y compris en changeant d'échelle. L'échelle temporelle choisie (pas de temps annuel) est la plus pertinente pour des espèces ne se reproduisant qu'une fois dans l'année. Les variations de l'indicateur sont ici analysées sur les 10 dernières années, mais une seconde analyse sur une période plus courte pourrait également être intéressante. La figure 1 montre par exemple une tendance tout à fait différente sur les 5 dernières années que sur les 10 dernières.

Un tel changement ne changerait pas la relation de l'indicateur avec le phénomène qu'il décrit, l'indicateur est basé sur des répétitions d'échantillonnage au sein d'un carré STOC (suivi temporel des oiseaux communs), les données sont déjà agrégées en passant de l'échelle point STOC à l'échelle carré STOC.

C – Production de l'indicateur

L'indicateur s'appuie sur le dénombrement au chant des oiseaux nicheurs. Comme pour l'indicateur « Evolution des populations d'oiseaux communs spécialistes », on peut noter que la probabilité de détection des différentes espèces en fonction des milieux, des conditions météorologiques ou de l'expérience de l'observateur peut fortement influer sur le résultat. En outre, on peut s'interroger sur la capacité différentielle à détecter au chant des oiseaux de niveaux trophiques différents : n'est-il pas plus difficile de détecter des rapaces que des petits passereaux granivores ou insectivores ? Par ailleurs, il conviendrait de préciser que cet indicateur n'est valide que pour les communautés nicheuses et qu'un indicateur similaire pour les communautés hivernantes pourrait prendre des valeurs tout à fait différentes.

La manière dont est calculée l'indicateur n'est pas tout à fait claire. Si la standardisation CWM (Community Weighted Mean), pouvant être reproduite avec un package de calcul statistique R en accès libre (R-package 'FD' de Laliberté et Legendre par exemple), apporte de la compréhension, la somme des pourcentages de plantes, invertébrés et vertébrés qui composent le régime alimentaire d'une espèce pose question à des évaluateurs : cette somme n'est-elle pas très proche de 100 ? Quel autre type de proie est envisageable ?

L'évaluation propose d'améliorer la connaissance spécifique des régimes alimentaires

1 Chez les mammifères français, par exemple, les grands prédateurs ont augmenté au cours des 20 dernières années, les herbivores encore plus. Un indice similaire au présent indicateur aurait diminué très nettement, alors que la situation est favorable, voire très favorable pour les grands carnivores.

de chaque espèce d'oiseau échantillonnée, ce qui renforcera la pertinence de l'indice trophique spécifique. A minima, elle suggère une comparaison entre les résultats obtenus par détection au chant et les résultats issus d'autres méthodes (baguage par exemple). Une prise en compte de la détectabilité le jour de la sortie serait également souhaitable, et éventuellement de corriger la plus faible détectabilité potentielle de certains niveaux trophiques lors du calcul de l'indicateur.

Il s'agit d'un calcul de type CWM, pondéré par l'abondance totale des oiseaux dans une communauté donnée. Cette pondération est non seulement justifiée mais indispensable. Un évaluateur propose par ailleurs une pondération afin d'obtenir un indice pour chaque espèce en fonction de son régime moyen, pondéré par l'effectif pour cette espèce, ce qui semble une méthode appropriée mais qui pourrait être corrigée pour la détectabilité.

La méthode de calcul semble être adaptée quelle que soit l'échelle. Les problèmes inhérents au calcul sont essentiellement liés à la qualité de l'échantillonnage de la communauté d'oiseaux sur un point STOC donné par un observateur donné, qui ne sont donc pas spécifiques à cet indicateur[2].

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est robuste tant que les facteurs responsables de son évolution peuvent être identifiés (diminution des espèces de haut de chaîne versus augmentation des espèces de bas de chaîne). Son interprétation peut néanmoins s'avérer délicate et réservée à des spécialistes. En effet, une baisse peut à la fois indiquer une diminution de l'abondance des niveaux trophiques élevés ou une augmentation particulièrement rapide des espèces du bas de la chaîne trophique, les deux n'ayant pas les mêmes implications. D'autres biais peuvent venir d'une mauvaise estimation de la composition de la communauté d'oiseaux et/ou d'un régime alimentaire spécifique sujet, par exemple, à variation spatiale marquée. Une formation des observateurs à la reconnaissance des espèces, surtout auditive, est indispensable. Un changement dans l'intervalle entre deux collectes de données aurait une incidence sur la robustesse de l'indicateur. Une de ses forces est de reposer sur des séries temporelles annuelles ininterrompues. Les répétitions des comptages STOC annuels sont dès lors essentielles dans la production de sa variation temporelle. L'indicateur est robuste quelle que soit l'échelle territoriale, car le changement d'échelle implique une agrégation des données qui intègre la variabilité environnementale (habitats par exemple) d'une échelle territoriale donnée (France, région, etc.).
- **Précision :** L'indicateur est précis. Des imprécisions peuvent intervenir au niveau de la collecte des données, qui ne peut être amélioré que par la formation des observateurs. La détectabilité des différentes espèces lors des points d'écoute et les fluctuations de celle-ci peuvent en effet affecter les résultats. Des covariables relatives à cette probabilité de détection (fermeture des milieux, conditions météorologiques, expérience des observateurs) devraient être collectées lors des sorties de terrain. Le niveau de précision permet de tracer les variations du phénomène, si la détectabilité reste suffisamment stable, ce qui reste à déterminer. La précision peut être éventuellement améliorée en augmentant la couverture géographique des carrés STOC. Comme pour la robustesse, modifier l'intervalle de temps entre deux collectes de données impacterait la précision. Il faut maintenir une fréquence annuelle. L'indicateur sera aussi précis quelque soit l'échelle géographique, car il intègre l'hétérogénéité environnementale à une échelle géographique donnée.
- **Sensibilité :** L'indicateur est vraisemblablement sensible et réactif mais il est encore peu utilisé. L'apparition ou la disparition d'un niveau trophique donné dans les communautés d'oiseaux influent directement sur le calcul de l'indice. Ce dernier est en mesure de refléter la fraction de pourcentage de différence entre les valeurs calculées chaque année. Il n'y a pas de limite supérieure. L'indicateur détecte des événements brefs et extrêmes. Cela est souhaitable pour évaluer

2 Les indicateurs « Déplacement des espèces lié au changement climatique » et « Evolution des populations d'oiseaux communs spécialistes » sont basés sur les mêmes données, à savoir l'agrégation des données de communautés d'oiseaux à l'échelle d'un carré STOC de 2 x 2 km.

l'effet de changements d'usage brutaux et étendus ou d'une perturbation de type climatique. Les données utilisées ne sont pas sujettes à erreur, notamment en raison du grand nombre de communautés échantillonnées par le STOC et par la richesse moyenne élevée des communautés d'oiseaux permettant de limiter d'éventuelles erreurs. En outre, le calcul en lui-même ne semble pas poser de difficulté, c'est l'interprétation des tendances qui peut prêter à confusion, celle-ci repose sur l'abondance relative des différents niveaux trophiques et non la raréfaction de certains de ces niveaux.L'indicateur n'est pas utilisé pour alerter de changements inhabituels, mais il peut renseigner sur une dégradation de la structure des communautés. L'indicateur pourrait en outre indiquer un changement qui n'a pas eu lieu. Par exemple, une diminution de l'indice semble ici être interprétée comme une dégradation (perte des espèces de haut niveau trophique), alors qu'elle peut ne refléter qu'une augmentation des espèces de bas de chaîne. A l'inverse, l'indice peut être stable si les espèces de tous les niveaux trophiques déclinent, mais le font à la même vitesse. Dans ce cas la structure de la communauté (en termes de répartition des espèces au sein des différents niveaux trophiques) peut effectivement rester stable, mais les communautés elles-mêmes se dégradent néanmoins. L'indicateur sera aussi sensible et réactif à toutes les échelles territoriales, car il intègre la variabilité intra-échelle territoriale.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est fiable et efficace, mais il manque de recul dans l'interprétation de sa variabilité. L'interprétation doit être réalisée avec précaution. Il pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène qu'il décrit pour les raisons déjà avancées quant à l'abondance relative des différents niveaux de la chaîne trophique. Ici aussi, une modification de l'intervalle de temps entre deux collectes de données impacterait la précision et il sera aussi fiable à toutes les échelles territoriales.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur est directement lié à la diversité fonctionnelle et trophique des communautés d'oiseaux via la composition spécifique. La perte des espèces de haut de chaîne trophique est reconnue comme un indicateur fort de perte de biodiversité. Il a un lien avec le fonctionnement des écosystèmes. Outre la perte éventuelle de ces espèces prédatrices, leur disparition peut entraîner des dérèglements dans les niveaux inférieurs de la chaîne alimentaire. L'indicateur reflète la manière dont les fonctions écosystémiques sont occupées dans un habitat donné par les espèces d'une communauté d'oiseaux donnée et donc les services écosystémiques susceptibles d'être rendus par cette communauté (par exemple le service de régulation des ravageurs). Une augmentation rapide des espèces herbivores, en cas de perte des carnivores de bout de chaîne, peut par exemple affecter les productions agricoles ou sylvicoles. Une diversité trophique élevée reflète une stabilité et une complexité croissantes de la communauté et donc un équilibre plus marqué entre la communauté d'oiseaux et son environnement. De plus, elle peut s'interpréter en termes de valeur économique s'il est démontré que cette diversité trophique permet, par exemple, de diminuer les dégâts d'insectes dans les cultures et autres productions forestières et agricoles. Il est en revanche difficile d'envisager en l'état des connaissances actuelles des points d'inflexion au-delà desquels cette diversité chuterait jusqu'à ne plus être fonctionnelle[3].

- **Données** : La référence au régime alimentaire des différentes espèces (part relative des proies animales et végétales, proies vertébrées vs invertébrées) n'est pas clairement expliquée. Un changement d'échelle spatiale ou territoriale ne nécessitera pas d'adapter le jeu de données. L'échelle de collecte des données reste identique (répétitions de points STOC dans un carré donné), un changement repose sur l'agrégation ultérieure des données et n'engendrera pas de biais au niveau des données. Néanmoins, la connaissance des régimes alimentaires nécessaire au calcul de l'indice ne sera pas forcément acquise pour les communautés d'oiseaux présentes en outre-mer, où la diversité avifaunistique est très élevée par rapport

3 Il existe néanmoins des exemples historiques d'éradication totale des oiseaux ayant produit des famines par destruction totale des cultures, comme en Chine pendant la Révolution culturelle (e. g. Whelan et al. 2008).

à la métropole (en Guyane en particulier, mais aussi en Nouvelle-Calédonie par exemple).

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation suggère de signaler dès l'intitulé de l'indicateur que celui-ci ne concerne que les communautés d'oiseaux nicheurs. Elle souligne qu'il s'agit d'un indicateur composite, ses composants (régime alimentaire moyen de chaque espèce et abondance de celles-ci) étant indépendants. En cela, il pourrait plus logiquement être appelé « indice ».

Elle formule un certain nombre de propositions, notamment celle d'améliorer la connaissance fine et la variabilité régionale et saisonnière des régimes alimentaires d'oiseaux sur laquelle repose le calcul de l'indice. Elle suggère également un test du calcul d'autres indices basés, par exemple, sur la stratégie d'approvisionnement alimentaire des espèces, voire d'envisager des pondérations entre régime alimentaire et masse corporelle ou phénologie de migration des oiseaux, ou encore la composition isotopique moyenne des plumes prélevée à l'échelle d'une communauté d'oiseaux. Elle propose enfin, pour compléter cet indicateur basé sur l'abondance des différents niveaux trophiques, d'adjoindre un indicateur de l'abondance absolue des espèces de haut de chaîne.

Il conviendrait d'acquérir des données relatives à la capacité de détection des oiseaux chanteurs sur le terrain. Une amélioration de la couverture géographique des données STOC et de la formation des observateurs restent sans doute le meilleur développement possible pour cet indice basé sur un échantillonnage répété des communautés par des observateurs bénévoles. Ces propositions s'appliquent d'autant plus pour l'outre-mer, en particulier la Guyane.

Enfin, un indicateur similaire pour les communautés hivernantes serait intéressant, comme d'étudier le lien accru avec les services écosystémiques rendus par les oiseaux dans les agrosystèmes et en forêt.

F – Bibliographie des évaluateurs

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2011. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. Acta Oecologica, Doi : 10.1016/j.actao.2011.05.003.

Whelan, C.J., Wenny, D.G. & Marquis, R.J. (2008) Ecosystem services provided by birds. Annals of the New York Academy of Sciences, 1134, 25–60.

Référencement

Barbaro, L., Guillemain, M. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Niveau de diversité des régimes alimentaires des oiseaux ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

NIVEAU DE MECONNAISSANCE DU DEGRE DE MENACE DES ESPECES

Proportion des espèces évaluées dans les listes rouges UICN-MNHN pour lesquelles les données sont insuffisantes

Code indicateur
SNB-F18-12-CNM1
Évaluation FRB- i-BD² : N°35

Évaluation réalisée par
Dominique Ponton
Pierre Zagatti

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
26 septembre 2016

Objectifs
F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion des connaissances

F19 - Améliorer l'expertise afin de renforcer la capacité à anticiper et à agir, en s'appuyant sur toutes les connaissances

Première évaluation

L'évaluation considère qu'en l'état, l'indicateur ne se révèle pas pertinent et devrait être revu pour favoriser l'acquisition de nouvelles connaissances et la réalisation de nouvelles recherches.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur se base sur les listes rouges nationales établies par le comité français de l'UICN et le MNHN. Ces listes montrent que certaines espèces sont insuffisamment documentées pour que le degré de menace auquel elles sont soumises puisse être évalué. L'indicateur mesure la proportion de ces espèces par rapport au nombre total des espèces évaluées.

L'indicateur est rattaché à l'orientation F de la SNB « Renforcer, partager, valoriser les connaissances ». Il pourrait répondre aux deux objectifs qui lui sont associés, F18 et F19 mais pas en l'état actuel. Il présente en effet une proportion du nombre d'espèces menacées sur le nombre d'espèces évaluées. Or, pour être pertinent il faudrait que ce rapport soit effectué sur le nombre total d'espèces, qui est loin d'être connu pour les outre-mer. De plus, comme indiqué en dessous du graphique, « les groupes taxonomiques évalués diffèrent d'un territoire à l'autre ». En d'autres termes, les chiffres exprimés en pourcentage ne sont pas comparables entre territoires. Aussi, il serait plus judicieux que l'indicateur donne des informations sur les groupes taxonomiques évalués pour chacun des territoires. Cela permettrait de comparer des chiffres établis pour des groupes identiques et d'identifier les territoires où les niveaux taxonomiques utilisés laissent penser que de la connaissance reste encore à acquérir.

Selon un évaluateur, la phrase présentant la valeur n'est pas correcte ; celle-ci étant obtenue à partir de données qui ne peuvent pas être agrégées puisqu'elles ne correspondent pas aux mêmes groupes taxonomiques. Le seul et unique groupe taxonomique qu'il serait possible d'analyser actuellement concerne les oiseaux car des données existent pour tous les territoires. Il serait en effet indispensable que cet indicateur soit basé sur des groupes étudiés dans tous les sites et que la gamme de valeurs soit présentée. Pour les oiseaux, la gamme est de 0% à La Réunion et 52% à Mayotte, ce qui est bien loin des 17% présentés dans la colonne Y pour la ligne 14 (onglet « Données brutes »). La différence entre La Réunion et Mayotte indique bien le déficit en recherche et connaissances pour ce groupe à Mayotte.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance associé à la valeur de l'indicateur, les données utilisées ne correspondent pas à des mesures.

Le premier graphique est trompeur (histogramme en fonction des territoires). L'évaluation suggère de le supprimer ou rappeler sur la figure quels groupes taxonomiques correspondent aux barres de l'histogramme. Un graphe par groupe taxonomique serait en outre pertinent.

Les illustrations présentent un biais de visualisation. Le premier graphique donne l'impression que les espèces des îles Eparses et des terres australes sont très mal connues par rapport à celles des autres territoires, alors qu'en réalité ce sont les groupes évalués dans ce cas (mammifères, reptiles et oiseaux marins) qui sont très mal connus. Le fichier de données sources Excel montre que le plus grand nombre de données déficientes concerne les crustacés d'eau douce de métropole (149 sur 576), alors que pour les mammifères marins, les îles éparses ne sont concernées que par 7 espèces. Cette situation devrait être perceptible sur les visuels.

Cet indicateur est peu pertinent tel qu'il est présenté : rapport entre le total des espèces « DD » (deficient data ou données insuffisantes) et le total des espèces évaluées par les listes rouges. Le chiffre proposé (15%) masque complètement la méconnaissance de la biodiversité réelle qui nous entoure. Si l'objectif affiché est de mettre l'accent sur nos lacunes en matière de connaissances, il est indispensable de présenter côte à côte les groupes taxonomiques et les territoires les mieux connus ainsi que les moins bien connus, en insistant sur les absents : les groupes très abondants numériquement dont on suppose que le pourcentage d'espèces DD sera bien supérieur, par exemple l'ensemble des insectes, la fonge ou les invertébrés marins pour les espèces ; la Guyane pour les territoires. Enfin, cet indicateur est très ambigu car il laisse supposer une relation entre l'importance des espèces DD et le degré de menace qu'elles subissent. Il n'y a en fait aucune relation entre les deux (voir par exemple Roberts et al. 2016, ou Régnier et al. 2015).

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'information fournie apparaît insuffisante. Il faudrait préciser que les listes rouges ne concernent qu'une partie infime des espèces françaises (3582 sur plusieurs centaines de milliers probables en métropole et outre-mer) et qu'elles ne concernent en général que les groupes les mieux connus. Il conviendrait également de rappeler la méthodologie UICN pour l'établissement de ces listes, à savoir que l'évaluation est basée sur l'évolution récente de critères quantitatifs : des critères d'abondance (effectifs des individus ou des populations) et des critères géographiques (aires d'occurrence et aires d'occupation). L'évaluation de ces critères permet de classer chaque espèce dans une des 8 catégories de l'UICN. Quand ces critères ne peuvent pas être renseignés, les espèces sont incluses dans une 9e catégorie : Données Déficientes (DD). Pour les groupes taxonomiques les moins bien connus (insectes ou champignons par exemple), il n'y a aucune donnée d'abondance disponible et seuls sont retenus des critères géographiques. L'évolution des aires où vivent ces espèces n'est sérieusement appréciable que pour les groupes simples à échantillonner et pour les groupes où un nombre suffisant d'experts naturalistes existe. Ces deux derniers points limitent considérablement la couverture spécifique des listes rouges, sauf à y retrouver une majorité d'espèces DD.

Il n'y a pas de valeur cible ou ayant une signification particulière associée à l'indicateur.

Sont prises en compte uniquement des listes rouges nationales, ce qui est adéquat. Il pourrait être pertinent de préciser à chaque fois le groupe taxonomique, l'emprise géographique de la liste rouge et le nombre d'espèces évaluées au total. Un évaluateur alerte sur le fait que les poissons marins ne sont pas pris en compte ici, ce qui est peu compréhensible.

Un changement d'échelle spatiale ou temporelle n'est pas réalisable actuellement, il y a trop peu de listes rouges régionales ou territoriales et un risque important d'hétérogénéité des procédures (et des groupes taxonomiques) d'une région à l'autre.

C – Production de l'indicateur

Cette section aide le lecteur à mieux comprendre, mais encore avec des difficultés, Il n'y a pas d'information sur la manière dont le chiffre est calculé, il faut se référer au tableau « snb-f18-12-cnm1_listes_rouges_donnees_insuffisantes_ok.xlsx ».

Enfin, en complément des remarques déjà évoquées, l'évaluation propose de rappeler comment sont élaborées les listes rouges.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est très faible. Ce dernier peut être affecté de biais. Son objectif est de mettre en exergue les groupes taxonomiques (ou les zones géographiques) les moins bien connus, pour inciter à y développer la recherche et la collecte d'information. Comme indiqué précédemment, les groupes les moins connus (qui sont aussi les plus riches en espèces) n'ont pas fait l'objet de listes rouges. Il y a donc là un biais considérable qui compromet considérablement la robustesse de l'indicateur. En outre, plus un groupe est diversifié, plus il y a le risque que des espèces soient peu connues. Il est donc évident que les pourcentages seront plus élevés pour les territoires tropicaux. Selon l'évaluation, ce biais est inhérent à la structure de l'indicateur.
- **Précision :** L'indicateur repose sur des données exactes publiées, il n'est pas proposé en évolution de tendance. Le critère de précision n'est pas pertinent ici. Les remarques formulées pour la robustesse s'appliquent également
- **Sensibilité :** L'indicateur global proposé (15% des espèces DD sur l'ensemble des espèces évaluées) peut être considéré comme peu sensible car la publication d'une liste rouge comportant peu d'espèces (moins de 50) ne le fera pas évoluer, quel que soit le pourcentage d'espèces DD dans cette liste. Le seul facteur qui peut faire évoluer l'indicateur est en effet la publication de nouvelles listes rouges. S'il s'agit d'un groupe bien connu, avec beaucoup d'espèces, la valeur globale de l'indicateur va diminuer. S'il s'agit au contraire de groupes peu étudiés, l'inverse va se produire. La première hypothèse est d'ailleurs peu probable, presque tous les groupes taxonomiques bien connus ont déjà des listes rouges. L'indicateur ne détectera pas de changement inhabituel, même présenté de manière plus pertinente (i. e. par groupe taxonomique et par site). En effet, l'évolution des pourcentages n'indique que la connaissance sur les groupes, pas l'état des espèces qui s'y trouvent.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est fiable, mais cette propriété n'est pas très pertinente pour l'indicateur global, seule la comparaison des différents groupes taxonomiques et des différents territoires est informative.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur présente un lien direct avec la biodiversité. Celle-ci est, à toutes ses échelles, avant tout représentée par les groupes taxonomiques les plus abondants et les moins bien connus. Ce sont eux qui assurent le fonctionnement des écosystèmes et la fourniture de services. Ce sont ceux-là qui influent le plus sur l'indicateur dès lors que des listes rouges sont publiées. Au niveau des territoires, les « hotspots » concernés (outre-mer notamment) sont également les moins bien connus. Toutefois, selon un évaluateur, connaître le statut des espèces n'a rien à voir avec le fonctionnement des écosystèmes ni les services écosystémiques. Il n'y a pas de relation entre cet indicateur et le degré de menace subi par la biodiversité. S'il est présenté correctement, cet indicateur doit être associé à des objectifs scientifiques (étudier les groupes et les territoires orphelins) et politiques (favoriser ces études et leur diffusion). Une fois l'indicateur rendu plus pertinent, il donnera une idée sur l'état des connaissances des espèces. Un des objectifs politiques devrait être de faire baisser ces pourcentages en finançant davantage l'acquisition de connaissances.
- **Données** : L'évaluation s'étonne que les poissons marins ne soient pas pris en compte. Il est en outre nécessaire que le détail des données (nombre d'espèces analysées) soit indiqué.

E - Propositions d'amélioration

Concernant les limites évoquées sur la fiche ONB, le libellé est exact et mériterait même d'être accentué compte tenu des remarques déjà formulées. Pour les avantages en revanche, le message véhiculé n'est pas correct car il mélange l'intérêt de l'indicateur (accent sur nos méconnaissances) et l'intérêt des listes rouges UICN. L'indicateur de l'ONB ne mesure pas « directement le risque de perte de biodiversité à travers le risque d'extinction des espèces », c'est bien la liste rouge qui fait ça.

La fiche indique en outre que « Cet indicateur permet de visualiser directement les espèces dont l'état de conservation est inconnu ». Or, cette analyse est erronée. Il est impossible de « visualiser directement les espèces dont l'état de conservation est inconnu ». Même les données de l'onglet « Données brutes » du document « Copie de

snb-f18-12-cnm1_listes_rouges_donnees_insuffisantes_ok.xlsx » ne permettent pas de visualiser les espèces. La fiche signale également que l'indicateur « mesure directement le risque de perte de biodiversité à travers le risque d'extinction des espèces. ». Cette analyse est également fausse : l'indicateur ne porte que sur la proportion d'espèces DD. Diminuer ce nombre d'espèces (= acquérir de la connaissance) ne résoudra en rien le risque d'extinction d'espèces. Enfin, la fiche ONB précise que « l'indicateur est aisément appropriable par le public, la notion de disparition d'espèces étant relativement accessible au public. ». Les procédures d'élaboration des listes rouges sont toutefois à expliciter.

L'évaluation recommande de calculer l'indicateur par groupe taxonomique pour chacun des sites, et non un indicateur global. Elle évoque des travaux en cours visant à établir des listes rouges (ou au moins évaluer des degrés de menace) en s'affranchissant de l'évaluation des effectifs et des aires requise par les critères UICN. Il est notamment possible d'utiliser les collections des musées d'histoire naturelle pour évaluer la dynamique spatio-temporelle de certains groupes taxonomiques. Ceci n'est cependant réalisable que pour les groupes les mieux représentés et les mieux conservés dans les musées, comme les orchidées ou les mollusques à coquille.

Elle suggère également de développer d'autres approches que les critères UICN. Elle recommande de favoriser, mutualiser et standardiser les bases de données naturalistes pour améliorer la connaissance des affectifs et des répartitions, ainsi que d'intégrer les poissons marins dans le calcul.

Enfin, selon elle, bien construit, cet indicateur pourrait être utile pour comparer l'état des connaissances au niveau international. Il pourrait également faciliter les études des taxons et des territoires les moins bien connus et favoriser leur diffusion

Référencement

Ponton, D., Zagatti, P. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Niveau de méconnaissance du degré de menace des espèces ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

F -Bibliographie des évaluateurs

L'évaluation indique qu'il n'y a pas de publications ayant trait à cet indicateur, mais des publications sur le problème des espèces DD, et d'autres pistes d'évaluation des menaces :

Aylesworth, L., et al. (2016). "New records of the Japanese seahorse Hippocampus mohnikei in Southeast Asia lead to updates in range, habitat and threats." Journal of Fish Biology 88(4): 1620-1630.

Marler, P. N. and T. E. Marler (2015). "An assessment of Red List data for the Cycadales." Tropical Conservation Science 8(4): 1114-1125.

Osgood, G. J. and J. K. Baum (2015). "Reef sharks: recent advances in ecological understanding to inform conservation." Journal of Fish Biology 87(6): 1489-1523.

Régnier, C., et al. (2015). "Extinction in a hyperdiverse endemic Hawaiian land snail family and implications for the underestimation of invertebrate extinction." Conservation Biology 29(6): 1715-1723.

Ribeiro, J., et al. (2016). "An integrated trait-based framework to predict extinction risk and guide conservation planning in biodiversity hotspots." Biological Conservation 195: 214-223.

Roberts, D. L., et al. (2016). "Threatened or Data Deficient: assessing the conservation status of poorly known species." Diversity and Distributions 22 (5): 558-565.

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

NIVEAU DE PROSPECTION NATURALISTE DANS LES SITES REMARQUABLES

Nombre moyen de groupes taxonomiques et d'habitats estimés bien connus par Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 1

Code indicateur
SNB-F18-13-ZCT1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 36

Évaluation réalisée par
Dominique Ponton
Isabelle Witté

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
9 mai 2016

Objectif
F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion de connaissances

Première évaluation

De manière générale, l'évaluation formule un certain nombre de propositions d'amélioration de l'indicateur. Elle suggère d'utiliser une médiane et les valeurs extrêmes plutôt qu'une moyenne qui peut masquer les variations, et de définir un protocole de notation avec une grille de connaissances minimales. Elle souligne en outre des biais potentiels, liés notamment à la méthode reposant sur des dires d'experts.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente le nombre moyen de groupes taxonomiques et d'habitats estimés bien connus (note de prospection de 2 ou 3) par zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF) de type 1.

Il s'inscrit dans l'orientation F de la SNB « Renforcer, partager, valoriser les connaissances » et répond à l'objectif qui lui est associé, avec la limite que les informations sont des moyennes et que les groupes taxonomiques et les habitats sont mélangés.

L'évaluation relève plusieurs ambiguïtés liées à l'intitulé. D'une part, le terme de « connaissances » pourrait être préféré à celui de « prospection » qui peut induire en erreur, donnant ainsi : « Niveau de connaissances naturalistes dans les sites remarquables ». D'autre part, la notion de « Niveau de prospection » fait penser à une mesure de l'effort de prospection alors que l'indice mesure un nombre de groupes étudiés. Cela doit être précisé dans la partie « méthodologie en construction » qui permet la notation du niveau de connaissance des groupes taxonomiques par les gestionnaires des ZNIEFF. Cette information étant manquante, il n'est pas possible d'inférer le niveau d'effort requis pour chaque taxon.

La description de l'indicateur devrait par ailleurs inclure l'échelle d'application (nationale) et l'intitulé mentionner nommément les ZNIEFF, plutôt que « sites remarquables » dont le sens est flou.

La phrase présentant la valeur de l'indicateur est correcte, de même que les explications. Néanmoins, la valeur exprimée rassemble aussi bien des groupes taxonomiques que la classe « habitats », ce qui peut être gênant.

La valeur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance. Les écarts types impor-

tants sur la valeur de l'indicateur sont mentionnés mais ne sont pas fournis. Il serait toutefois intéressant de les connaître dès la phrase expliquant la valeur de l'indicateur puisqu'il s'agit d'une moyenne. De même que l'information sur les effectifs des ZNIEFF par région serait utile, puisque la carte régionale est fournie. L'évaluation regrette le fait de ne présenter que des moyennes et rappelle que ce sont les valeurs extrêmes qui sont les plus intéressantes ainsi que la valeur médiane, la moyenne n'étant pas l'élément le plus significatif, même accompagné de son écart-type.

Concernant les illustrations, elles sont peut-être plus intéressantes que la valeur de l'indicateur national mais ne l'illustrent pas véritablement. Elles donnent plus de détails que le résultat synthétique, en montrant notamment la distribution des données sources par taxon et le niveau de connaissance par région. Le premier graphique ne présente que 4 des 14 classes. Il est dès lors nécessaire d'expliquer cette sélection, d'autant qu'il serait préférable de représenter toutes les classes. La carte est intéressante, avec la même réserve sur le fait que les informations données sont des moyennes et que les groupes taxonomiques et les habitats sont mélangés.

Les illustrations peuvent engendrer un biais, du fait de l'absence de certaines informations, concernant notamment le nombre de ZNIEFF qui permettrait de pouvoir comparer les efforts. Cette absence peut également provoquer une erreur dans l'interprétation de la valeur de l'indicateur. Une « bonne » moyenne pourrait simplement venir du fait que le nombre de ZNIEFF est très faible.

Enfin, une visualisation des écarts types serait un plus pour la carte régionalisée et la valeur nationale, néanmoins son absence ne créé pas de biais de lecture à proprement parler.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

De manière générale, il est difficile de comparer l'état des connaissances dans les milieux tropicaux hyper diversifiés et les autres sans tenir compte des différences de richesse spécifique.

L'indicateur ne devrait pas présenter uniquement la moyenne mais aussi les valeurs extrêmes. Une indication du nombre de ZNIEFF devrait apparaître. Par ailleurs, comme cela a été évoqué, il n'est pas pertinent de placer au même niveau des groupes taxonomique et une classe « habitats ».

L'indicateur n'a pas de valeur seuil ou de point d'inflexion particulier. La valeur est bornée : [0:14]. Il n'y a pas non plus de valeur cible, si ce n'est l'ensemble des groupes taxonomiques, soit 14.

L'échelle territoriale et le grain de précision sont adéquats. Il semble néanmoins que l'indice a plus d'intérêt à l'échelle régionale proposée dans les figures qu'à l'échelle nationale.

Un changement d'échelle territoriale peut avoir des effets sur la pertinence de l'indicateur ou le phénomène décrit, car le nombre de ZNIEFF (non indiqué) n'est pas le même suivant les régions, de même que la diversité spécifique.

C – Production de l'indicateur

Le mode de calcul et le texte d'explication sont clairs. Le mode de calcul est néanmoins limité car il ne tient pas compte du nombre de ZNIEFF et de la richesse spécifique pour chaque région. De plus, le tableur de données sources ne présente pas les données nécessaires pour calculer l'indice mais des résultats basés sur les mêmes données illustrant la distribution de la connaissance par taxon. Même les valeurs moyennes de nombre de taxons bien connus par région (4e onglet du tableur de données sources) ne permettent pas d'arriver à la valeur moyenne nationale annoncée de 1,84. La méthode de détermination du niveau de connaissance en 5 classes demandé aux gestionnaires de ZNIEFF est manquante.

Pour améliorer le calcul, les habitats et les groupes taxonomiques devraient être considérés séparément. Il faudrait également ne pas présenter seulement une moyenne mais aussi la médiane et les valeurs extrêmes. Des marges d'amélioration résident probablement dans la définition des seuils de connaissances qui sont à la charge des gestionnaires de ZNIEFF.

Il n'y a pas de pondération dans le calcul. L'évaluation en suggère néanmoins une qui tiendrait compte du nombre de ZNIEFF ou de la diversité spécifique.

Les moyennes par région sont correctes, à condition d'avoir accès aux écarts types et aux effectifs de ZNIEFF par région.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est évaluée comme faible, alors qu'elle est considérée comme très robuste (« ++ ») sur la fiche ONB. Le texte de la fiche indique en effet que l'indicateur « peut […] être sensible à des changements d'appréciation entre experts ou de la manière dont sont remplis ces champs dans chaque région ». La robustesse paraît dès lors limitée. Les principaux biais possibles sont liés aux informations manquantes concernant (nombre de ZNIEFF et diversité spécifique), et la manière dont les experts s'entendent pour dire qu'un groupe taxonomique ou un habitat est « connu ». Des variations dans le jugement des experts qui notent le niveau de connaissance des taxons est également un important biais. Pour les limiter, l'évaluation suggère la mise en place d'une grille des connaissances minimales pour chaque notation et un protocole de notation incluant le détail des méthodes de terrain. La publication de ce protocole ou des recommandations du cadrage méthodologique, s'ils existent, pourrait être prévue. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur la robustesse de l'indicateur. En principe, celui-ci ne peut qu'augmenter en intégrant des prospections sur de nouveaux groupes taxonomiques dans les ZNIEFF, à moins de ne prendre en compte que les évaluations récentes (seuil de durée à déterminer). Concernant l'échelle de territorialisation, un changement n'aurait pas d'incidence non plus tant qu'on utilise un découpage cohérent avec la position des ZNIEFF, l'indicateur étant sensible au nombre de ZNIEFF et à la richesse spécifique pour chaque région.
- **Précision :** La précision de l'indicateur peut être renforcée. L'indicateur est précis puisqu'il repose en principe sur l'ensemble des ZNIEFF. Cependant, dès lors que certaines régions ne transmettent pas leurs informations, la valeur nationale perd en précision et l'incertitude liée au nombre de régions répondantes devrait être indiquée (au moins le nombre de régions intégrées). Des imprécisions peuvent venir des dires d'experts ainsi que des données régionalisées qui sont fournies : si une ZNIEFF s'étend sur deux régions, comment le nombre de groupes taxonomiques et d'habitats est-il attribué (à la région disposant de la plus grande surface ? Aux deux régions ?) ? La question se pose également pour les ZNIEFF dont le découpage suit la frontière régionale et qui seraient prospectées en une seule fois : à quel fragment d'une même entité écologique est attribuée la prospection ? Le niveau de précision de l'indicateur semble cependant suffisant pour tracer les variations du phénomène. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes ne devrait pas avoir d'incidence. L'indicateur peut être plus précis à petite échelle puisque cela évite les biais liés au nombre de ZNIEFF par région ou le découpage des ZNIEFF entre régions. Des précisions sont à apporter sur le protocole, les définitions des niveaux de connaissance et leurs attributions aux différentes ZNIEFF.
- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur peut être améliorée. Elle est considérée comme bonne pour la compilation des réponses des différents gestionnaires et le calcul des valeurs nationale et régionalisées. Cependant, l'évaluation des niveaux de connaissance pour chaque ZNIEFF/taxon reste très sensible à l'appréciation des experts. Pour les résultats régionalisés, il est difficile de déterminer le plus petit changement que l'indicateur peut détecter. L'ampleur du changement nécessaire dépendra du nombre de ZNIEFF dans une région : s'il y a peu de ZNIEFF, l'augmentation de la valeur moyenne peut être rapide. Quelque soit l'échelle, l'écart type (ou l'erreur type qui permettra de comparer des régions avec des effectifs différents) sera plus sensible que la moyenne. L'échelle temporelle ne permet pas véritablement de détecter des événements brefs et extrêmes, les variations locales sont amalgamées en une moyenne et ne sont plus visibles. Les données utilisées pour calculer l'indicateur sont sujettes à l'appréciation des experts, donc sujettes à être réévaluées. En tout état de cause, l'indicateur n'indiquera pas un changement qui n'a pas eu lieu. Il indiquera en outre bien les changements qui se sont produits, mais au regard de l'estimation des niveaux de connaissance par les

experts et des règles d'attribution des valeurs aux différentes ZNIEFF frontalières. L'indicateur pourrait être plus sensible à petite échelle, les signaux individuels étant moins dilués dans la moyenne. Pour améliorer sa sensibilité, il apparaît nécessaire de fournir les erreurs types autour des moyennes.

- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité pourrait être renforcée par un protocole clair pour l'évaluation de l'état de la connaissance. Il est possible que l'indicateur ne varie pas dans le même sens que le phénomène décrit. L'indicateur peut être sur- ou sous-estimé selon les évaluations des experts. A l'échelle nationale, ces effets peuvent se neutraliser et doivent donc s'annuler. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes n'aura pas d'incidence, tant que la période utilisée pour l'évaluation est spécifiée. L'indicateur est nécessairement un état arrêté de la situation (« snapshot »). Il peut perdre en fiabilité à l'échelle régionale, les experts locaux pouvant induire un biais de sous- ou sur- estimation de leurs connaissances. C'est en particulier le cas dans les régions où il y a peu d'experts, un même expert serait par exemple amené à réaliser toutes les évaluations d'une région qui pourraient toutes se révéler incorrectes.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : Plus la biodiversité sera importante pour chacun des groupes, plus il sera difficile d'acquérir des connaissances naturalistes mais plus elle attirera également des experts. L'indicateur n'établit pas de lien avec le fonctionnement des écosystèmes ni avec les services écosystémiques. Un indicateur moins synthétique rendant mieux compte de la complexité du vivant pourrait être pertinent.
- **Données** : La table de données fournie ne permet pas de calculer l'indicateur, c'est un ensemble d'autres résultats connexes. De même, la synthèse de l'indicateur régionalisé ne permet pas de retrouver la moyenne nationale indiquée. Une déclinaison est parfaitement possible pour l'outre-mer, nécessitant la prise en compte des différences de diversité spécifique, et s'applique d'ailleurs.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, les « avantages et limites » de la fiche ONB sont suffisamment complets. Elle formule un certain nombre de propositions d'amélioration.

A l'avenir, cet indicateur pourrait considérer séparément les habitats et les groupes taxonomiques, de même qu'il pourrait présenter la médiane et les valeurs extrêmes et pas seulement une moyenne (ou alors a minima accompagner celle-ci de son erreur-type). L'indicateur devrait également tenir compte de la diversité spécifique pour chaque région ainsi que du nombre de ZNIEFF, et faire apparaître ce dernier. De plus, une grille de l'état des connaissances permettant que les valeurs saisies soient comparables pourrait être développée. En termes de données, le protocole d'évaluation du niveau de connaissance pourrait être normalisé, et les critères des différentes notes publiés. Il faudrait réviser le tableur de données fournies. En outre, pourrait être permis l'accès aux fiches remplies par les DREAL ainsi qu'aux grilles de lecture qu'elles ont appliquées.

Référencement

Ponton, D., Witté, I. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Niveau de prospection naturaliste dans les sites remarquables ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

ONB Observatoire National de la Biodiversité

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

FRB FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

NIVEAU D'EXHAUSTIVITÉ DE LA LISTE DES ESPÈCES CONNUES EN OUTRE-MER

Proportion de groupes taxonomiques pour lesquels le niveau d'exhaustivité de la liste des espèces connues en Outre-mer (référentiel taxonomique) est jugé satisfaisant au regard des connaissances disponibles

Code indicateur
SNB-F18-12-CE01
Évaluation FRB- i-BD² : N°37

Évaluation réalisée par
Jean-Claude Gaertner
Jean Olivier
Dominique Ponton

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
22 juillet 2016

Objectifs
F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion des connaissances

F19 - Améliorer l'expertise afin de renforcer la capacité à anticiper et à agir, en s'appuyant sur toutes les connaissances

Première évaluation

Selon l'évaluation, l'indicateur n'est intéressant que pour chacun des territoires considérés séparément. Il doit dès lors être présenté par territoire et pour chaque groupe, il ne doit pas donner une valeur unique et globale. En l'état actuel, la description de l'indicateur ne correspond pas à son intitulé. En effet, il représente l'avancée du programme TAXREF et non pas une amélioration de la connaissance des espèces existantes. Il convient également de mieux préciser les notions utilisées pour le calcul de l'indicateur et de fournir des informations sur la manière dont travaillent les groupes d'experts.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur s'inscrit bien dans l'orientation stratégique F de la SNB « Renforcer, partager, valoriser les connaissances ». Il répond peu, en revanche, à l'orientation C « Investir dans le capital écologique », et essentiellement dans la mesure où l'indicateur peut fournir des données de base à l'action publique.

L'indicateur est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, F18 et F19.

La description de l'indicateur ne correspond pas à son intitulé. Celui-ci n'est pas assez précis et induit en erreur quant à l'information que l'indicateur présente, à savoir une avancée du programme TAXREF et non une amélioration de la connaissance des espèces existantes. Un titre plus correct pourrait être « *Niveau d'exhaustivité de la liste des espèces référencées en outre-mer* » ou pour être encore plus proche de la réalité : « *Niveau d'exhaustivité de la liste des espèces recensées en outre-mer par le référentiel TAXREF* ». L'évaluation souligne que l'indicateur fournit une proportion basée sur un chiffre total (le nombre de groupes taxonomiques considérés) qui n'est pas mentionné. Il faut consulter le tableau de données source pour comprendre quelles données ont été utilisées.

La phrase présentant la valeur de l'indicateur manque de rigueur et de précision, et est trop concise pour être informative. Elle pourrait être reformulée ainsi : « *Proportion de grands groupes taxonomiques* pour lesquels le niveau d'exhaustivité de la liste des espèces référencées en Outre-mer (référentiel taxonomique) est jugé satisfaisant à dire*

*d'experts au regard des connaissances disponibles dans la littérature (*voir présentation des données sources)* ». Certaines parties du texte sous-jacent prêtent également à confusion. Il est indispensable d'indiquer quel est le référentiel utilisé.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance. Des valeurs minimale et maximale (par territoire) devraient être données, d'autant plus qu'il s'agit de territoires disjoints et très diversement prospectés où les pourcentages peuvent être très variables. Selon l'évaluation, la manière dont est administré TAXREF peut poser problème quant à la prise en compte effective de l'expertise taxonomique et du consensus entre experts. L'évaluation soulève plusieurs questions concernant le référentiel : TAXREF V8 est-il exempt de ces erreurs ? Existe-t-il désormais une mesure de fiabilité de TAXREF ? Un intervalle de confiance peut-il être calculé par rapport à la qualité de la donnée d'entrée ?

Les illustrations correspondent globalement à la description de l'indicateur, mais pas à son intitulé. Le titre du diagramme circulaire n'est pas correct et pourrait être reformulé : « *Proportion de grands groupes taxonomiques en fonction de l'exhaustivité estimée du référencement des espèces y appartenant en Outre-Mer* », ou plus simplement « *Niveau d'exhaustivité estimée du référencement des espèces des grands groupes taxonomiques au sein de TAXREF* ». Il faudrait par ailleurs définir le « niveau d'exhaustivité estimé » (estimé comment, etc.). L'évaluation souligne que le second graphique utilise des termes non scientifiques, tels que « groupes terrestres » ou « groupes marins », sans préciser ce qu'ils recouvrent. Elle s'interroge en outre sur les raisons de la mise en exergue des insectes et leur détachement de « groupes terrestres ». La dernière illustration présente utilement les informations par territoire, mais tous groupes confondus. Il serait intéressant de détailler l'information par groupe et de préciser ce que sont ces groupes.

Il existe un biais de visualisation, du fait notamment de la présentation de données agrégées et de l'inadéquation entre l'intitulé et la réalité informative de l'indicateur. Le diagramme en barres introduit lui aussi un biais. Le choix de présenter des pourcentages pour chacun des territoires outre-mer sur un même plan pourrait laisser penser que le nombre d'espèces par territoire est à peu près le même. Un second axe « ordonnées » mentionnant le nombre d'espèces par territoire pourrait apporter une solution visuellement intéressante. De la même manière, la photo en arrière-plan du graphique en barres induit en erreur et donne l'impression d'une courbe sombre descendante malvenue.

L'interprétation de la valeur de l'indicateur est sujette à erreur. Le chiffre n'a pas de sens objectif et absolu et dépend fortement de ce qui est appelé « grand groupe taxonomique ». Il n'a pas de valeur de référence, ni en termes de délimitation de groupes taxonomiques ni dans le temps, puisque le nombre d'espèces estimé par les experts peut évoluer à la baisse ou à la hausse parallèlement à l'avancée du programme TAXREF. L'absence de référentiel absolu rend donc la valeur de l'indicateur très fluctuante. Il s'agit en outre d'une valeur agrégée qui comprend toutes sortes d'erreurs (sur les nombres d'espèces estimées, les nombres d'espèces soi-disant connues, etc.), et celles-ci ne sont pas les mêmes pour chacun des territoires.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La définition arrive tardivement et se révèle imprécise, pouvant être comprise de différentes façons. Elle a néanmoins le mérite de dire clairement ce qu'est cet indicateur : un suivi de l'avancement du programme TAXREF. Il serait utile de lister les grands groupes taxonomiques considérés et indiquer les articles de la littérature scientifique qui mentionnent le nombre total d'espèces de chacun des groupes dans chacun des territoires. Par ailleurs, selon l'évaluation, affirmer qu'un référentiel taxonomique est un préalable des programmes de connaissances des espèces semble abusif (il est par exemple possible de travailler sur des morpho-espèces). Il serait plus juste d'écrire que c'est un préalable à la mise en commun et à la comparaison de connaissances. Enfin, l'expression « *échanger de l'information* » ou « *des données* » est plus appropriée que « *échanger de la donnée* ».

L'indicateur n'est pas associé à une valeur ayant une signification particulière. La valeur est très relative et peut fluctuer en fonction de l'avancée, en parallèle à l'établissement de TAXREF, de l'estimation scientifique du nombre d'espèces restant à découvrir.

L'objectif est de tendre vers la meilleure exhaustivité possible, donc théoriquement de s'approcher des 100%, ce qui reste irréaliste. Il serait pertinent d'établir des valeurs cibles par groupe et pour chacun des territoires. Ces derniers ne doivent pas être traités de la même manière, par exemple la Guyane, dont la faune et la flore terrestres sont très diversifiées et encore relativement bien protégées, avec la Réunion, dont la faune et la flore terrestres sont d'une richesse moindre mais très impactées.

L'indicateur est pertinent quelque soit le contexte si l'on considère que tous les experts ont les mêmes compétences sur chacun des territoires. Il représente un nombre d'espèces référencées par rapport à un nombre d'espèces estimées à dire d'expert pour un territoire donné, c'est donc un pourcentage relatif qui s'adapte à chaque contexte. Il permet d'informer sur les zones où le programme est plus ou moins avancé. Il est surtout pertinent pour les groupes qui varient suivant les territoires.

La pertinence de l'indicateur pourrait varier en fonction de l'échelle spatiale et temporelle, dans la mesure où les enjeux peuvent différer suivant les territoires et l'échelle d'observation s'il n'est pas agrégé.

Dans certaines situations, un changement d'échelle pourrait modifier la relation entre l'indicateur et le phénomène qu'il décrit (en tout cas les conséquences informatives que l'on peut en tirer). Par exemple, si le nombre d'extinctions ou de disparitions d'espèces est très important durant le pas de temps utilisé, cela aboutirait finalement à un référentiel d'espèces connues disparues. Un autre exemple serait un éventuel problème de standardisation des informations utilisées pour le calcul de l'indicateur, en lien avec les données produites par les groupes d'experts, ou bien une réponse brutale de l'écosystème à une perturbation.

Enfin, l'évaluation ne partage pas le niveau d'appropriation de l'indicateur qu'affiche la fiche ONB (« familier »). En l'état actuel de rédaction des titres et des éléments de présentation, il faut déjà connaître le référentiel TAXREF pour comprendre ce que représente cet indicateur, ce qui relève plutôt du niveau du pilotage des programmes nationaux de connaissance. Il ne s'agit en effet pas du simple questionnement « combien d'espèces connaît-on par rapport au nombre total d'espèces estimé ? ». Un effort important de présentation, de pédagogie ou de modification sera nécessaire pour en faire un indicateur d'accès « familier ».

C – Production de l'indicateur

Cette section aide le lecteur à mieux comprendre, mais encore avec des difficultés, comment est construit l'indicateur. Cette impression renforce le fait que la partie précédente (définitions) n'est pas assez claire. Il est expliqué que l'indicateur correspond à l'un des éléments du tableau de bord de pilotage du programme TAXREF. Le renvoi à une notice de 104 pages et à un texte difficilement compréhensible du site de l'INPN manque de simplicité et de pédagogie. Si les références bibliographiques sont intéressantes, elles devraient alors être proposées dans une rubrique « Pour aller plus loin » ou « Pour en savoir plus ». A minima, une phrase de synthèse expliquant tout de suite ce qu'est TAXREF est essentielle. Il faudrait également préciser la notion d' « évaluation rustique », puisque tout l'indicateur est basé sur cette évaluation.

La manière dont est calculé l'indicateur n'est pas claire selon l'évaluation. Les explications et le fond font appel à des estimations subjectives. Les notions clés ne sont toujours pas explicitées : ni la notion de « groupes taxonomiques » (les données sources nous parlent même de « taxons terminaux », notion non scientifique et correspondant probablement à un terme de TAXREF), ni les critères retenus pour les délimiter et/ou choisir un rang taxonomique particulier (ordres, classes, groupes usuels ?), ni celle d' « évaluation rustique ». Il n'y a pas d'information sur la composition et la pérennité des groupes d'experts, ni sur les valeurs ou le raisonnement sous-jacent. La manière d'expliquer le calcul mathématique est elle-même peu claire et alambiquée[1]. L'indicateur est-il calculé territoire par territoire puis compilé, si oui avec quelle pondération ? Y a-t-il un seul calcul après agrégation des données en divisant le nombre de groupes taxonomiques de chaque niveau d'exhaustivité par l'ensemble du nombre de groupes

1 « On effectue ensuite un décompte pour connaître la proportion [= « on calcule la proportion »] de groupes taxonomiques pour lesquels le niveau de connaissance en Outre-mer est jugé satisfaisant rapporté [?] au nombre total de groupes et de collectivités. » (Fiche ONB)

et par le nombre de territoires (ce que laisse comprendre la phrase de présentation) ? Il n'est pas non plus indiqué sur quoi se basent les experts pour définir la valeur de référence ni quelle est leur approche : synthèse bibliographique, interpolation, connaissances personnelles, approche standardisée pour chaque groupe d'experts, dans le temps, dans l'espace, pour les différents groupes taxonomiques, etc. Il est en définitive impossible de refaire le calcul dans sa totalité.

D'autres méthodes de calcul existent et peuvent aboutir à des résultats différents. En effet, la manière de délimiter les groupes taxonomiques et la composition des groupes d'experts, ainsi que l'évolution des connaissances taxonomiques peuvent fortement faire varier la valeur de l'indicateur qui est un pourcentage relatif dépendant de plusieurs valeurs mouvantes et soumises à un dire d'expert. L'approche suivie par les experts n'est pas renseignée. Or, l'expertise collégiale peut être (par nécessité) en partie subjective et difficile à standardiser. Il est donc d'autant plus important d'avoir des informations précises sur l'approche méthodologique utilisée pour définir la valeur de référence à laquelle on compare ensuite la valeur de TAXREF. En outre, la manière dont est administré TAXREF peut poser problème : des doublons ont en effet régulièrement été rapportés, liés notamment à des erreurs et variantes de formes typographiques correspondant à un même taxon.

L'indicateur tel qu'il est ébauché pourrait par conséquent être consolidé. Une pondération de la valeur de l'indicateur en fonction du nombre d'espèces par groupe taxonomique (et par rapport aux efforts de prospection) pourrait également être intéressante. Une approche fondée sur des calculs de diversité phylogénétique apporterait probablement aussi un caractère plus scientifique à cet indicateur, mais pourrait ne pas être possible pour tous les groupes taxonomiques. Il serait enfin intéressant de se focaliser sur certains groupes cibles (qui pourraient être différents pour chaque territoire), en présentant l'argumentaire de ces choix.

Il n'y a pas de pondération dans le calcul de l'indicateur. Des pondérations seraient nécessaires en tenant compte i) de la diversité phylogénétique, davantage informative sur ce qu'est la biodiversité (et en définissant donc plus précisément les grands groupes taxonomiques et/ou en pondérant l'importance de chaque groupe taxonomique par un indice de diversité phylogénétique), et ii) de la superficie des différents territoires agrégés et/ou iii) du nombre d'espèces estimées pour chaque territoire. Cet indicateur masque un double, voire un triple, pourcentage : le pourcentage d'espèces référencées dans TAXREF ; le pourcentage d'espèces connues, et le nombre d'espèces estimées (/ % que chaque groupe taxonomique représente comme contribution à la biodiversité +-= diversité phylogénétique), il serait bien de traduire cette double, voire triple, information dans le calcul et la présentation de l'indicateur.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** L'évaluation considère la robustesse de l'indicateur comme très faible. L'approche utilisée pour calculer la valeur de référence fournie par les experts est trop imprécise ; elle peut être une source de multiples biais pouvant modifier fortement la valeur de l'indicateur. Celui-ci est trop sensible aux dires des experts et à la qualité des données TAXREF, dont certaines peuvent être parfois discutées. Afin de pallier les biais déjà évoqués, il serait nécessaire de mieux cadrer et décrire chaque étape de préparation des données sources et de calcul de l'indicateur, s'appuyer sur des concepts partagés et des études de synthèses. La difficulté se situe, non pas au niveau du traitement statistique, mais de la formation des agents et des procédures de travail. Il serait utile de sensibiliser les experts au besoin de standardisation, leur proposer un cadre de travail à cette fin les aidant à évaluer (lorsqu'il n'y a pas d'autres solutions) de « combien » ils s'écartent de la procédure et les implications pour les comparaisons postérieures. Des contrôles de qualité des données dans TAXREF par des spécialistes de chaque groupe pourraient également être envisagés. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données pour le calcul de l'indicateur pourrait avoir une

incidence sur sa robustesse. D'une fois sur l'autre, les groupes d'experts ainsi que les connaissances taxonomiques peuvent varier et conduire à évaluer différemment le niveau d'exhaustivité. Une évaluation annuelle semble adéquate, en essayant de renseigner au maximum les critères retenus à dire d'expert pour permettre une robustesse de l'expertise dans la durée. La publication d'un article ou d'un rapport peut également faire augmenter la valeur pour un groupe (cela semble être le cas des insectes sur le second graphe). L'échelle territoriale influe également sur la robustesse. La connaissance des experts n'a pas forcément la même qualité pour l'ensemble des territoires considérés, de la même manière que les données (efforts d'échantillonnage, etc.) ne sont pas les mêmes. L'indicateur n'est intéressant que pour chacun des territoires considérés séparément.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est difficile à estimer selon l'évaluation (et semble avoir été surestimée). Le calcul du pourcentage est lui-même relativement précis à un temps t, puisque c'est un pourcentage de référencement (non soumis lui-même à incertitude), mais peut souffrir d'imprécision du fait de la très faible robustesse de l'indicateur. Il n'est pas possible d'évaluer la marge d'erreur de manière quantitative et reproductible, et le manque d'information sur la procédure ne permet pas de l'évaluer même de manière qualitative. L'indicateur est en outre très sensible aux dires des experts et à la qualité des données TAXREF. L'échelle spatiale est adaptée pour suivre le niveau d'avancement du projet TAXREF, la valeur de l'indicateur est très peu dépendante de l'échelle spatio-temporelle. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données aurait une incidence sur la précision de l'indicateur, si les jeux de données ne sont pas complètement phasés dans le temps (par exemple, avec des nouvelles connaissances taxonomiques importantes modifiant fortement le nombre d'espèces connues et pas du tout intégrées dans la version de travail de TAXREF). La précision de l'indicateur semble la même quelle que soit l'échelle géographique en théorie, l'indicateur lui-même dépendant très peu des échelles spatiales et temporelles de calcul puisqu'il s'agit d'un pourcentage. Une limite est à relever cependant, liée au fait que plus le nombre de territoires agrégés est important, plus il peut y avoir de variabilité dans la manière de travailler des experts, dans le temps et entre territoires. La taille des territoires et la (mé)connaissance associée peuvent également avoir une influence sur la précision.
- **Sensibilité :** L'indicateur est très, voire trop, sensible, donnant l'impression de très fortes progressions de la connaissance taxonomique quand il s'agit de simples ajouts de références au TAXREF. La réactivité de l'indicateur n'est pas toujours un bon reflet de la réalité du travail et de l'avancée des connaissances taxonomiques. Le plus petit changement est celui de la production de connaissances. Toute variation d'une espèce dans la liste estimée totale (expert) ou dans TAXREF influence la valeur de l'indicateur. Il ne permettra toutefois pas toujours de distinguer des situations qui sont pourtant très différentes. L'indicateur pourrait détecter des événements brefs et extrêmes, cela n'a cependant pas un grand intérêt et cela n'est pas vraiment souhaitable. Cela pourrait être dans certains cas la conséquence d'un artefact. Par exemple une mauvaise standardisation des expertises collégiales suite à un changement de groupes d'experts pourrait faire varier de manière artéfactuelle la valeur estimée de référence et modifier grandement l'indicateur alors même que la valeur fournie par TAXREF resterait stable. Un indicateur plus complexe (indice) renseignant davantage sur les espèces connues serait préférable. L'indicateur ne semble en outre intéressant que sur le long terme. Les données utilisées pour calculer la valeur sont sujettes à erreur (doublons dans TAXREF), de même que la manière de délimiter les groupes taxonomiques peut être entachée d'erreur. Des tests et des contrôles sur la qualité des données sources permettraient de réduire ces risques. Une analyse critique de la qualité des procédures engagées par les experts est indispensable pour répondre précisément à cette question. L'indicateur n'est pas utilisé pour alerter de changements inhabituels. Il ne mesure pas un état ou une dynamique de la biodiversité mais l'avancement d'un programme public. Il pourrait éventuellement permettre de déceler si un groupe taxonomique ou un territoire se voyait moins considéré durablement qu'un

autre. L'indicateur pourrait indiquer un changement qui n'a pas eu lieu. Comme il présente un pourcentage relatif à plusieurs niveaux, sa valeur pourrait augmenter sans que le nombre d'espèces du TAXREF n'augmente, du fait d'une révision à la baisse du nombre d'espèces estimées. Il pourrait également ne pas indiquer un changement qui a eu lieu. La valeur de l'indicateur pourrait rester stable malgré une forte augmentation du nombre d'espèces ajoutées au TAXREF si le nombre d'espèces total estimé augmentait proportionnellement dans le même temps, ne traduisant pas l'effort consenti par TAXREF entre les deux dates. Une information sur le nombre d'espèces à côté du pourcentage permettrait d'éviter cette éventualité. Il ne s'agit pas d'un indicateur composite, même s'il est lié aux variations de plusieurs paramètres. L'indicateur est réactif quelle que soit l'échelle territoriale. Il devient toutefois encore plus sensible pour des petites superficies, pour lesquelles l'ajout d'une espèce au TAXREF peut représenter un pourcentage plus important. De manière générale, une approche des indicateurs de l'ONB sous forme de couples de valeurs serait intéressante.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme moyennement fiable, en particulier du fait du recours à un système de classes d'exhaustivité (0-25, 25-50, 50-75, 75-100 %) pouvant masquer des mouvements contraires. La fiabilité est cependant impossible à déterminer si le dire d'experts et leur(s) raisonnement(s) ne sont pas connus. L'indicateur peut ne pas varier dans le même sens que le phénomène qu'il décrit. D'une part en apparence, pour les exemples mentionnés précédemment : l'indicateur traduirait une évolution d'exhaustivité de TAXREF, mais pas nécessairement de la connaissance. Cela sera aussi le cas lors d'une réévaluation à la baisse du nombre total d'espèces par les experts et une stabilité du nombre d'espèces recensées par TAXREF. Cela entraînerait une augmentation de l'indicateur et suggérerait à raison une meilleure exhaustivité pour la zone étudiée mais laisserait supposer à tort une progression de la liste d'espèces de TAXREF. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur la fiabilité de l'indicateur, sauf dans le cas d'un important allongement du temps entre deux calculs pouvant s'accompagner d'importantes révisions de l'estimation du nombre total d'espèces, de changements des experts, de leurs méthodes de travail, etc. Le pas de temps annuel semble adéquat pour détecter et analyser les éventuels artefacts. L'indicateur serait aussi fiable quelle que soit l'échelle géographique. Néanmoins, les nombres d'espèces pouvant augmenter avec les superficies considérées, des artefacts peuvent survenir. Par ailleurs, l'indicateur n'est intéressant que pour chacun des territoires considérés séparément.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct, mais limité, avec la biodiversité, en particulier la connaissance que nous en avons. Il permet de savoir quel est le pourcentage d'espèces référencées dans le référentiel TAXREF par rapport à la diversité d'espèces estimée par des experts pour une zone donnée. Il donne ainsi une information sur l'organisation de la connaissance sur la biodiversité spécifique, pouvant constituer une donnée de base intéressante en soutien à la gestion et la conservation de la diversité. Le lien avec la biodiversité en tant que discipline scientifique existe donc mais est faible et essentiellement centré sur une seule composante de la biodiversité : le nombre d'espèces. Or, le caractère informatif du simple nombre d'espèces pour comprendre et connaître la biodiversité a été discuté et relativisé ces dernières années (voir Cadotte et al. 2010). A contrario, le lien avec la biodiversité en tant qu'enjeu sociétal/public est plus fort car cet indice donne une idée du niveau des connaissances sur les listes d'espèces résidant dans les différents territoires de l'outre-mer français. L'indicateur n'a cependant pas de lien direct avec le fonctionnement des écosystèmes ni avec les services écosystémiques. Essentiellement orienté vers le suivi de la progression du programme TAXREF, l'indicateur donne une information sur l'organisation référentielle de la connaissance sur la biodiversité spécifique, et représente donc avant tout l'avancement d'un objectif politique de centralisation des données écologiques de base à l'échelle nationale. Ces données peuvent servir pour des mises en commun et comparaisons de connaissances sur les espèces, et être support de la réglementation ou d'actions de conservation. Il

s'agit d'un objectif à deux niveaux : scientifique et géopolitique. Comme indiqué, l'indicateur pourrait être amélioré en traitant du nombre d'espèces connues par rapport au nombre estimé devant exister sur chaque territoire considéré. Il s'agirait d'une information réellement importante et d'utilité publique. L'indicateur pourrait également se focaliser sur certains groupes cibles, en utilisant des techniques d'extrapolation décrites et validées scientifiquement par des pairs. Les objectifs prioritaires de l'indicateur doivent néanmoins être clairement identifiés avant d'envisager d'autres indicateurs.

- **Données** : Les procédures ne sont pas suffisamment détaillées. Les données (volume, source, précision) utilisées ne sont pas accessibles et font cruellement défaut au moment d'évaluer l'indicateur. Celui-ci est trop dépendant du dire des experts qui n'est ni présenté, ni argumenté. Par ailleurs, le tableau des données sources n'est pas très aisé à lire. Un changement d'échelle spatiale ou territoriale ne nécessiterait pas de nouveaux jeux de données. Cependant, un changement d'échelle (= regroupement de territoires) entraînera des biais en termes de collecte de données, par exemple si la compétence des experts ne s'étend pas à l'ensemble des territoires ou groupes taxonomiques concernés. L'essentiel est de définir un cadre de travail le plus standardisé possible, de signaler tout écart à la procédure et d'évaluer ce que cela implique en terme de calcul (rupture de série, inter-calibration, etc.).

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation souligne qu'une meilleure connaissance de la biodiversité n'est pas synonyme d'une meilleure gestion, contrairement à ce qui est écrit dans la partie « avantages » de la fiche ONB. Il serait plus juste d'indiquer que cet indicateur permet de mesurer la capacité à mettre en commun et comparer les connaissances sur des parties importantes du territoire national. La présentation de l'indicateur (Analyse de l'indicateur > principales limites) semble confondre en partie « sensibilité » et « fiabilité ». L'évaluation s'interroge également sur la finalité de l'indicateur, puisque la fiche précise qu' « *Il faut faire attention à ne pas interpréter cet indicateur comme traduisant le besoin d'études taxonomiques* ». Il faudrait de plus davantage souligner que la notion de groupe taxonomique est à géométrie variable (ordres, classes, groupes usuels, etc.).

En conservant un objectif essentiellement politique et de gestion, l'indicateur actuel pourrait être complété, notamment par des indicateurs voisins mais ciblés sur certaines composantes de la diversité (e.g. espèces endémiques, espèces menacées, espèces invasives). En outre, comme indiqué dans la partie « limites » et déjà mentionné, l'indicateur pourrait concentrer les efforts sur les groupes d'intérêt pour chacun des territoires et justifier ces choix.

Cet indicateur pourrait aussi être traité comme un indice informant sur plusieurs aspects de la question : pourcentage d'espèces référencées dans TAXREF / pourcentage d'espèces connues / nombre d'espèces estimées (/ pourcentage que chaque groupe taxonomique représente comme contribution à la biodiversité +-= diversité phylogénétique) + pourcentage d'espèces disparues (et/ou menacées en rapprochant des Listes Rouges UICN).

L'évaluation propose de mieux estimer l'exhaustivité (au regard de quelles références) et, si cela est possible, d'intégrer la diversité phylogénétique. Elle suggère de mesurer et renseigner sur le niveau de consensus taxonomique pour chacun des groupes taxonomiques et espèces considérés, et de vérifier la qualité des données dans TAXREF. Elle préconise également d'encadrer la procédure à dire des experts pour garantir une standardisation, et de renforcer les travaux scientifiques sur le terrain pour rééquilibrer le rapport expertise/travaux scientifiques. Plus largement, la définition (voire la redéfinition) précise des priorités, en lien avec l'examen de la qualité et de la nature des données disponibles, qui constituent deux préalables indispensables en vue d'établir une liste d'indices susceptibles de renforcer et compléter le dispositif en place.

Selon l'évaluation, cet indicateur n'est intéressant que pour chacun des territoires,

toute tentative de vision plus agrégée est nécessairement biaisée. Une présentation par territoire d'outre-mer est dès lors plus pertinente.

Enfin, il convient de mesurer le besoin de travaux taxonomiques complémentaires, qui ne peuvent actuellement pas être déduits du tableau de suivi du programme TAXREF mais qui devraient pouvoir être identifiés avec un tel indicateur. Contrairement à ce qui est mentionné dans la partie « limites », un objectif de politique scientifique est d'indiquer le « besoin d'études taxonomiques ».

F -Bibliographie des évaluateurs

Appeltans W., Ahyong S. T., Anderson G., Angel M. V. et al. (2012) The magnitude of global marine species diversity. Current Biology 22, 2189–2202.

Chiarucci A., Bacaro G. and Scheiner S.M. (2011) Old and new challenges in using species diversity for assessing biodiversity. Phil. Trans. R. Soc. B 366, 2426–2437.

Colwell R. K., Coddington J. A. (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Phil. Trans. R. Soc. London B 345:101–118.

Hawksworth D.L. (2001) The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. Mycol. Res. 105 (12) : 1422–1432.

Heck K. L., Belle G. V., Simberloff D. (1975) Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. Ecology 56:1459–1461.

Isaac N.J.B., Mallet J., Mace G.M. (2004) Taxonomic inflation: its influence on macroecology and conservation. Trends in Ecology & Evolution Vol.19(9) : 464-469.

Kier G., Mutke J., Dinerstein E., Ricketts T.H., Küper W., Kreft H. & Barthlott W. (2005) Global patterns of plant diversity and floristic knowledge Journal of Biogeography 32 :1–10.

May R.M. (1988) How many species are there on earth? Science 241(4872):1441-1449.

May R.M. (2011) Why Worry about How Many Species and Their Loss? PLoS Biol 9(8): e1001130. doi:10.1371/journal.pbio.1001130.

Mora C., Tittensor D.P., Adl S., Simpson A.G.B., Worm B. (2011) How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? PLoS Biol 9(8): e1001127. doi:10.1371/journal.pbio.1001127.

Purvis A. & Hector A. (2000) Getting the measure of biodiversity Nature 40 :212-219.

Yoccoz N.G., Nichols J.D., Boulinier T. (2001) Monitoring of biological diversity in space and time. Trends in Ecology & Evolution. Vol.16(8):446-453.

Référencement

Gaertner, J.-C., Olivier, J., Ponton, D. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Niveau d'exhaustivité de la liste des espèces connues en Outre-Mer ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

NOMBRE D'ESPÈCES EN OUTRE-MER PARMI LES PLUS ENVAHISSANTES AU MONDE

Nombre d'espèces présentes dans au moins un des territoires ultramarins parmi la liste de 100 espèces considérées par l'UICN comme les plus envahissantes au monde

Code indicateur
SNB-D11-12-EE01
Évaluation FRB- i-BD² : N°38

Évaluation réalisée par
Franck Courchamp
Jean Olivier

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
10 mai 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

C10 - Faire de la biodiversité un moteur de développement et de coopération régionale en outre-mer

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

Dernière évaluation
2013

De manière générale, l'évaluation soutient les propositions déjà formulées par la précédente évaluation. Elle appelle à davantage d'informations quant à l'élaboration de la liste des 100 espèces considérées comme les plus envahissantes et à indiquer si ces espèces sont envahissantes pour les territoires d'outre-mer où elles sont présentes. Enfin, elle souligne l'importance d'apporter une notion de superficie dans le calcul de l'indicateur pour mieux en interpréter la valeur.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente le nombre d'espèces identifiées dans au moins un des territoires ultramarins figurant dans la liste des 100 espèces considérées comme parmi les plus envahissantes au monde par l'UICN.

Il s'inscrit bien dans les orientations B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » de la SNB. Il se révèle en revanche moins pertinent concernant l'orientation C, « Investir dans le capital écologique », sauf à considérer que tout travail sur la biodiversité est un investissement dans celle-ci.

L'indicateur répond à la plupart des objectifs qui lui sont associés, à savoir B4, B6 et D11. Il semble en revanche moins pertinent pour atteindre l'objectif C10, à moins de considérer que l'identification d'espèces envahissantes sur les différents territoires d'outre-mer soit un facteur de coopération entre les régions ultramarines.

La description de l'indicateur correspond globalement à l'intitulé. Une réserve importante est avancée par l'évaluation. En effet, il n'est pas précisé si les 32 espèces listées sont effectivement envahissantes dans les territoires d'outre-mer français. Le titre pourrait ainsi être modifié « *Nombre d'espèces parmi les plus envahissantes au monde présentes en outre-mer* » ; et le sous-titre « *Nombre d'espèces présentes dans au moins un des territoires d'outre-mer, inscrites sur la liste de 100 espèces considérées par l'UICN comme les plus envahissantes au monde* ». De plus, l'affirmation selon laquelle cette liste permet de lister les priorités d'actions est inexacte du fait qu'elle se veut d'abord

pédagogique avant d'être une réelle hiérarchisation des menaces, et que l'on ignore si ces espèces présentes sur les territoires d'outre-mer y sont aussi envahissantes. Le texte de description de l'indicateur pourrait rappeler ce que sont ces espèces. Une approche plus nuancée pourrait être formulée concernant l'incidence de cette liste en termes d'identification et d'actions (limiter ou contrôler les importations par exemple).

L'annonce d'un chiffre unique global pour l'ensemble des territoires d'outre-mer peut être trompeuse et pourrait donner l'impression que l'ensemble des territoires seraient occupés par 32 des 100 espèces évaluées comme les plus envahissantes.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance, la valeur est un nombre compris entre 0 et 100. Elle pourrait s'accompagner de la fourchette 6 - 22 (respectivement, nombre d'espèces présentes en Guyane et à la Réunion) ou être une moyenne ou pourcentage moyen, puisqu'on compare à une liste de 100 espèces (avec éventuellement une pondération selon la superficie des territoires considérés).

L'illustration correspond au message véhiculé par l'indicateur. Elle ne présente pas de biais a priori. Les éléments pourraient éventuellement être inversés pour faire apparaître la valeur cumulative en position basse.

L'interprétation de la valeur de l'indicateur pourrait faire penser d'un indice faible qu'il y a peu d'espèces envahissantes dans la région concernée, ou qu'il y a impact faible de ces espèces envahissantes, alors que ces deux lectures sont fausses. Il s'agit uniquement de la présence d'une proportion d'espèces dans un échantillon donné, ce dernier n'est pas représentatif et ne repose pas sur des critères scientifiques. Il est établi à des fins de communication sur les espèces envahissantes. L'évaluation rappelle cependant que la liste ne constitue pas la liste des pires espèces, toute comparaison étant impossible, mais une liste des pires espèces. Un critère était l'impact très important.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La définition de l'indicateur n'explique pas comment la liste des 100 espèces les plus envahissantes a été construite par l'UICN, qui explique de son côté l'avoir avant tout établie sur des bases pédagogiques et non pas scientifiques ni exhaustives (par exemple, une seule espèce par genre est retenue). En outre, il n'y a pas d'information sur le recueil des données sources.

La valeur pourrait avoir une limite minimum (0, aucune espèce de la liste des 100 n'est présente) et une limite maximum (100, toutes les espèces de la liste sont présentes). Faute de méthode scientifique pour l'élaboration de la liste et d'information sur sa représentativité biogéographique, une valeur seuil ayant une signification scientifique ne peut pas être fixée. De même, il est difficile de déterminer si le fait qu'il y ait 22 espèces issues de la liste à la Réunion signifie que parmi les 100 espèces il y en a davantage originaires et/ou présentes dans l'océan Indien ou bien si la Réunion est davantage occupée que la Guadeloupe qui compte 14 des espèces référencées dans cette liste.

L'objectif à atteindre serait zéro, et le plus rapidement possible. Néanmoins, une valeur nulle pour cet indicateur n'est cependant pas synonyme de zéro espèce envahissante.

Selon l'évaluation, l'échelle temporelle retenue est appropriée. En revanche, les échelles territoriales de restitution et le grain de précision ne sont pas adéquats. La présence de x espèces envahissantes issues de la liste des 100 n'a pas la même signification dans une région de grande taille que dans une petite région. Elle dépend entièrement de la superficie du territoire considéré. L'indicateur devrait être communiqué territoire par territoire, la généralisation à l'ensemble des outre-mer, qui plus est par une valeur agrégative (au lieu d'une moyenne) pose problème car amalgamant des domaines biogéographiques différents au regard d'espèces venant très vraisemblablement de certains de ces domaines biogéographiques.

Par conséquent, un changement d'échelle territoriale peut changer la pertinence de l'indicateur. Certaines régions sont un ordre de grandeur plus important que d'autres, et par conséquent la comparaison de la présence d'un nombre absolu d'espèces sur

un territoire non comparable en taille n'est pas pertinente. De plus, le caractère envahissant dans un type d'écosystème dégradé et/ou dans un secteur géographique de l'une des régions considérées n'aurait pas la même importance qu'une présence sur l'ensemble d'un territoire, même de façon moins envahissante. Un envahissement très localisé sur une partie du ou des territoires ne signifie pas une « menace » pour l'ensemble des régions d'outre-mer.

C – Production de l'indicateur

Il serait nécessaire de fournir davantage d'éléments sur l'établissement des listes et les données sources.

La valeur ne résulte pas véritablement d'un calcul, mais d'un simple dénombrement. Les différences éventuelles viennent de problèmes d'observation des sites et de détermination des espèces. Elles peuvent également dépendre d'éventuels seuils permettant de décider qu'une espèce est présente ou non (une seule occurrence ponctuelle ? Présence durable? Combien de temps ? Sur combien de localités ?), et envahissante ou non (Quels critères ? Quelle durée ? Quelle superficie ? Vis-à-vis de quels écosystèmes, déjà dégradés ou non ?).

L'indicateur dépend par ailleurs fortement de la pression d'échantillonnage. Plus les sites observés sont nombreux, plus les observateurs sont formés à repérer et identifier les 100 espèces en question, plus la valeur rapportée de l'indicateur sera proche de la valeur réelle. Les propositions de la précédente évaluation pourraient être reprises (travail sur la liste, exprimer la valeur en pourcentage de recouvrement du territoire plutôt qu'une absence/présence, etc.). Une pondération par la superficie de chacun des territoires considérés pourrait être envisagée, donnant lieu à un nombre moyen ou un pourcentage moyen d'espèces issues d'une liste de référence par unité de superficie.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme robuste pour l'indication préliminaire qu'il donne (simple, rapide et comparable) de la présence d'espèces envahissantes inscrites sur une liste de référence. Il ne mesure cependant ni le niveau de présence d'espèces envahissantes, ni la superficie concernée, ni l'impact que celles-ci exercent sur les habitats envahis. L'indicateur pourrait être robuste si l'effort de collecte de l'information est adéquat, mais tant qu'il n'est pas rapporté à une unité de surface, il n'est pas comparable entre régions. Il doit aussi être accompagné d'un rappel qu'il ne s'agit pas forcément d'une indication précise du nombre d'espèces envahissantes dans cette région, ni de l'étendue de leur envahissement, ni de l'impact qu'elles y causent. Les éventuelles incertitudes proviennent des critères d'établissement de la liste de référence, des régions considérées et de la signification des données sources. Pour améliorer la robustesse, il conviendrait de mieux définir les critères concernant la présence d'espèces envahissantes dans chacun des territoires Une liste appropriée plus spécifique, propre aux territoires d'outre-mer français et plus longue pourrait être établie. Il serait également nécessaire de prendre en compte la superficie des différentes régions dans l'indice (rapporter par exemple à une unité de superficie). En effet, la robustesse de l'indicateur sera moindre avec un changement de l'échelle territoriale. Par exemple, une région comme la Guyane française est près de 4 fois plus grande que la Nouvelle-Calédonie et 40 fois plus grande que la Réunion. Compter x espèces de la liste des 100 parmi les plus envahissantes au monde n'a donc pas la même signification selon le territoire. En outre, les informations peuvent être plus faciles à contrôler et documenter sur de petits territoires.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est incertaine. Il est important de s'appuyer sur une excellente source de données et qu'elle soit équivalente pour tous les écosystèmes et toutes les régions. L'indicateur doit être accompagné d'informa-

tions qualitatives sur les effets réels observés ou non sur la biodiversité. Les éventuelles imprécisions viendraient principalement de la collecte de données (exhaustivité des sites/habitats observés, bonne stratégie d'échantillonnage/observation, qualité équivalente pour les 100 espèces, bonne expertise de détermination). Des méthodes existantes ou en cours d'élaboration (voir Soubeyran 2008, Josefsson 2012) pourraient apporter des précisions à l'indicateur. Un changement de l'échelle temporelle pourrait affecter la précision de l'indicateur. Un pas de temps plus long par exemple gagnerait en précision en permettant notamment de mieux contrôler le caractère effectivement envahissant ou non des espèces considérées. L'échelle géographique a des effets sur l'indicateur. Il n'aura pas la même signification, plus l'échelle est petite, plus une valeur équivalente est problématique. De plus, le fait de l'amalgamer pour l'ensemble des régions d'outre-mer ou même pour l'ensemble d'un territoire peut conduire à constater par exemple qu'une espèce potentiellement envahissante est présente dans un secteur géographique (mais où les conditions environnementales ne lui permettrait néanmoins pas d'être envahissante dans le contexte).

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est estimée comme mauvaise, elle dépend de l'intensité et de la fréquence des observations de terrain, qui rendent donc in fine l'indicateur peu sensible et soumis à une importante subjectivité. En l'absence d'information sur les critères de recensement des espèces envahissantes territoire par territoire, on peut envisager qu'une seule occurrence d'une espèce, même fugace, puisse faire varier notablement l'indicateur d'1 point (une espèce), ce qui est une sensibilité bien trop grande (fort impact des artefacts). Les données utilisées sont sujettes à erreur. La définition de critères clairs et précis sur la manière de répertorier les espèces envahissantes est nécessaire (incluant un nombre de sites d'observations – au moins 2 ? - et/ou une superficie ou proportion du territoire minimale et représentative des écosystèmes du territoire, et sur la durée – au moins 1 année et/ou un cycle de reproduction ?). L'échelle temporelle retenue est suffisante, le risque d'artefacts augmenterait s'il était plus rapproché. L'indicateur n'a pas pour but d'alerter sur des changements inhabituels, la surveillance d'alerte doit s'effectuer à une autre échelle plus locale et avec d'autres moyens. L'indicateur pourrait signaler un changement qui n'a pas eu lieu s'il intègre une simple présence ou s'il compte une espèce inscrite à la liste mondiale des 100 mais originaire d'une des régions d'outre-mer (cette vérification préalable a-t-elle été faite sur la liste des 100?) ou en cas d'erreur d'identification taxonomique. De la même manière, l'indicateur peut ne pas détecter un changement qui a eu lieu si les observations de terrain ne sont pas assez fréquentes ou ne couvrent pas suffisamment l'ensemble du territoire, ce qui est donc lié au recueil des données sources.

- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité de l'indicateur est considérée comme faible. L'indicateur pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène décrit si une ou plusieurs espèces autres que celles inscrites à la liste des 100, qui n'est ni exhaustive ni réellement issue d'une hiérarchie des risques, devenaient fortement envahissantes sur un territoire sans pour autant que le nombre d'espèces inscrites sur la liste des 100 n'augmente. Des inventaires trop espacés dans le temps pourraient laisser penser qu'une espèce serait présente tant qu'un nouvel inventaire n'aurait pas lieu. Des inventaires fréquents sont donc nécessaires pour vérifier le caractère durable de la présence (et du caractère envahissant) des espèces. Un changement d'échelle géographique et des superficies importantes pourraient donner lieu à un nombre plus grand d'espèces présentes sans qu'elles soient nécessairement envahissantes et sans qu'il soit aussi facile de vérifier leur présence et/ou caractère envahissant sur la durée. L'indicateur peut éventuellement se révéler efficace dans le cas d'un processus d'invasion biologique très difficile à caractériser (milliers d'espèces envahissantes, grande variété taxonomique, impacts difficiles à quantifier), mais reste néanmoins limité pour décrire les problèmes d'invasion dans une région.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité. Les espèces envahissantes peuvent affecter les espèces natives, et aller jusqu'à la disparition d'espèces. Il existe nécessairement un lien avec des modifications, mais dont la nature reste discutée (réoccupation d'écosystèmes dégradés ou perte de diversité locale, homogénéisation des écosystèmes ? ; voir Gurevitch et Padilla 2004, MacDougall et Turkington 2005, Thomas et Palmer 2015). Quasiment toutes les catégories de fonctionnement des écosystèmes peuvent être perturbées de manière quantitative et qualitative par l'une ou l'autre des innombrables espèces envahissantes. La question se pose aussi de savoir si et comment les espèces invasives remplacent traits pour traits, ou non, des espèces présentes ou disparues et donc prennent des places laissées vacantes dans le fonctionnement des écosystèmes ou modifient structurellement ceux-ci (voir Rodriguez 2006). Le lien est également établi avec l'ensemble des services écosystémiques, de la fertilité des sols à la pollinisation, du stockage de CO2 à la dispersion des graines, et en particulier des services d'approvisionnement en remplaçant certaines espèces par d'autres, ou en créant de la diversité (et donc de moindres rendements) au sein de cultures monospécifiques. Plus la valeur de l'indicateur est haute, plus la santé de l'écosystème considéré peut présenter des fragilités, et plus la biodiversité qui y réside est affectée. L'indicateur a un but premier de sensibilisation de l'opinion publique et des décideurs politiques. En complément de cet indicateur, une liste spécifique plus importante pourrait être établie (par exemple 1000 espèces).
- **Données** : Aucune information n'est fournie sur les données sources. La superficie des régions d'outre-mer doit être prise en compte dans l'appréciation de l'indice, ainsi que dans la collecte des données pour l'établir. Une grande région nécessitera un effort de collecte plus important. Il en est de même pour une région à forte biodiversité écosystémique. Par exemple, si la Guyane est 40 fois plus grande que la Réunion, sa biodiversité écosystémique n'est pas 40 fois plus grande. La Réunion dispose d'un très riche éventail d'écosystèmes. Par ailleurs, le nombre très important d'espèces dans les forêts tropicales humides d'outre-mer (en particulier la Guyane) nécessiterait d'informer sur ces valeurs pour que le nombre de 32 espèces (ou 6 pour la Guyane) soit considéré au regard de cette importante biodiversité autochtone. Un changement d'échelle n'aura pas de biais si l'effort quantitatif et qualitatif pour la collecte de données est soutenu avec l'accroissement de la superficie étudiée.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation souligne que des éléments de l'analyse précédente n'ont pas été pris en compte pour la rédaction des paragraphes « avantages » et surtout « limites » de la fiche ONB, et reprend les recommandations qui avaient été formulées.

Pour améliorer l'indicateur, l'évaluation propose d'apporter une notion de taille de territoire (par exemple, rapporter l'indice en unité de superficie) et une notion de richesse écosystémique (plus cette richesse est faible, plus une valeur haute de l'indicateur est inquiétante).

Sont proposées des recherches sur les effets des espèces exotiques sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes des régions d'outre-mer, de même que l'acquisition de données supplémentaires, qui est la base de l'indicateur.

L'indicateur devrait être présenté région d'outre-mer par région d'outre-mer. Il devrait enfin inciter à contrôler, voire interdire le commerce et l'introduction inconsidérés d'espèces.

F – Bibliographie des évaluateurs

Bellard C., Leclerc C. & Courchamp F. (2015) Combined impacts of global changes on biodiversity across the USA. Scientific Reports 5, 11828.

Bellard C., Leclerc C., Leroy B., Bakkenes M., Veloz S., Thuiller W. & Courchamp F. (2014) Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. Global Ecology and Biogeography, 23/12 : 1376-1386. doi:10.1111/geb.12228.

Bellard C., Leroy B., Thuiller W., Rysman J.-F. & Courchamp F. (2016) Major drivers of invasion risks throughout the world. Ecosphere. 73/3 1-14.

Bellard C., Thuiller W., Leroy B., Genovesi P., Bakkenes M. & Courchamp F. (2013) Will climate change promote future invasions? Global Change Biology. 19/12 : 3740–3748.

Gurevitch J., Padilla, D.K., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions ? Trends Ecol. Evol.,19 :470-474.

Josefsson M., 2012. Invasive alien species indicators in Europe. A review of streamlining European biodiversity. (SEBI) Indicator 10. EEA Technical report, 44 p.

Kairo M, B Ali, O Cheesman, K Haysom (2003) Invasive species threats in the Caribbean Region. Report to the Nature Conservancy. CAB International, Curepe, Trinidad & Tobago 134p.

MacDougall AS &, R Turkington (2005) Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? Ecology,86(1), 2005 : 42–55.

Pejchar J & HA Mooney (2009) Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in ecology & evolution, 24(9) : 497–504.

Rodriguez LF (2006) Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. Biological Invasions 8: 927–939.

Soubeyran Y. (2008) Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. Etat des lieux et recommandations. Collection Planète Nature. Comité français de l'UICN, Paris, 202 p

Thomas CD and G. Palmer (2015) Non-native plants add to the British flora without negative consequences for native diversity. PNAS 112 (14) 4387-4392.

Vilà M, C Basnou, P Pyšek, M Josefsson et al. (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. Front Ecol Environ 2010; 8(3): 135–144.

Référencement

Courchamp, F., Olivier, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Nombre d'espèces en outre-mer parmi les plus envahissantes au monde ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

NOMBRE D'ESPÈCES ENDÉMIQUES EN FRANCE

Nombre d'espèces métropolitaines et ultramarines endémiques et sub-endémiques

Code indicateur
SNB-B04-12-ESM1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 39

Évaluation réalisée par
Pierre-André Crochet
Philippe Feldmann

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
15 avril 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectif
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

Première évaluation

L'évaluation appelle à bien préciser que l'indicateur vise à suivre l'évolution des connaissances collectées par TAXREF plutôt qu'une richesse réelle et les variations de la biodiversité endémique ou l'évolution réelle du nombre d'espèces endémiques.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur s'inscrit bien dans l'orientation B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer ». Il permet d'avoir une évaluation de la biodiversité unique (endémique et sub-endémique) en France et donc indirectement de son niveau de responsabilité internationale. Il fournit un élément de contexte sur la diversité en présence, qui peut avoir un lien avec la capacité à évoluer.

L'indicateur est pertinent pour répondre à l'objectif B4 qui lui est associé. Il contribue à identifier les espèces d'intérêts particulier qui pourraient (devraient ?) être préservées en raison de leur spécificité géographique. Cela suppose implicitement qu'il y a un lien entre endémisme et diversité qui n'est pas linéaire et non identifiable par cet indicateur, ce dernier ne prenant pas en compte le taux d'endémisme.

La description de l'indicateur correspond à son intitulé. L'introduction des espèces sub-endémiques est toutefois un facteur de confusion potentielle.

La phrase présentant la valeur pourrait être complétée, par exemple « *15 364 espèces métropolitaines et ultramarines endémiques et sub-endémiques non éteintes en décembre 2015* ». Il s'agit en outre de permettre au lecteur de bien comprendre que l'indicateur porte sur l'avancement des connaissances. La référence aux espèces « non éteintes » est en revanche une précision moins utile ici vu le niveau de la valeur. L'impact des espèces éteintes est négligeable en proportion, sauf cas particulier de certains groupes dans certaines collectivités d'outre-mer (par exemple, les oiseaux en Polynésie ou à la Réunion).

La valeur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance, cela ne serait par ailleurs pas adapté pour indiquer l'incertitude sur l'estimation. L'information de la taille d'échantillon permettrait toutefois de renseigner sur l'importance de la responsabilité d'un territoire donné. Elle est néanmoins bien disponible et illustrée dans une des figures.

Les illustrations correspondent en partie au message véhiculé par l'indicateur. Il est nécessaire d'expliquer pourquoi la Guyane est incluse dans une figure et exclue dans l'autre. En effet, celle-ci est considérée à part, alors que le reste de l'outre-mer est regroupé. Cela mélange des situations très contrastées et brouille l'information, par exemple pour les plantes, Antilles et Réunion ou Antilles et Nouvelle-Calédonie ont des nombres et taux d'endémisme très différents. L'évaluation suggère en outre d'indiquer que les collectivités d'outre-mer sont bien intégrées dans le comptage.

Par ailleurs, les variations de l'indicateur qui sont illustrées sont dues à un changement d'état des connaissances (figure 2) mais il n'est dit clairement nulle part que l'indicateur cherche à suivre un niveau de connaissance plutôt qu'une richesse réelle (par exemple, si l'indicateur cherchait à mesurer le maintien de la richesse en espèces endémiques comme mesure de l'absence d'extinction). Cela peut entraîner un biais dans l'interprétation, en lien avec l'objectif de l'indicateur (suivi des connaissances versus suivi de la richesse / mesure de la non-extinction).

Un autre biais important est la comparaison dans le camembert de niveaux de connaissances (en fait état d'avancement de TAXREF, et notamment connaissance ou pas du statut d'endémicité) très hétérogènes. L'évaluation souligne que le second graphe est bien légendé et que son intitulé pourrait être repris pour le titre de l'indicateur : « *Etat d'avancement de l'inventaire des espèces endémiques en France* ».

Au vu de ces biais, l'interprétation de l'indicateur peut être sujette à erreur. Il faut que le lecteur comprenne qu'il s'agit d'un état d'avancement de TAXREF plutôt qu'une estimation du nombre réel d'espèces endémiques, notamment pour les groupes les moins connus (invertébrés).

L'évaluation relève que la fiche ONB de l'indicateur fait état de mauvaises connaissances sur les plantes endémiques, ce qui reste très relatif par rapport aux invertébrés notamment. La connaissance est plutôt assez bonne même si elle pourrait être surestimée dans certaines zones (Antilles, Guyane). Pour les Antilles, notamment, cet indicateur pourrait être en diminution avec l'amélioration des connaissances (- 70% en 50 ans pour les orchidées par exemple), car il existe un lien entre rareté et endémisme perçu. L'amélioration des connaissances permet de réviser le niveau de rareté et d'endémisme.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Une définition de la notion « sub-endémique » et de ses modalités d'application serait utile afin d'éviter au lecteur d'aller la chercher par ailleurs (par exemple sur le site de l'INPN dont l'accès n'est pas évident pour un non spécialiste).

L'indicateur ne présente pas de valeur ayant une signification particulière. Toutefois, les grandes différences de niveau d'endémisme entre certaines collectivités d'outre-mer font que l'interprétation de l'indicateur et de son évolution peuvent être différentes. Les notions différenciées de presque endémique et endémique deviennent alors plus intéressantes et permettent de resituer la responsabilité locale notamment. Par exemple, la Guadeloupe a 3% d'orchidées endémiques strictes mais 16% sont endémiques des Petites Antilles. La Nouvelle-Calédonie a quant à elle une grande majorité de ses plantes, et donc une forte proportion, qui sont des endémiques strictes.

L'indicateur ne poursuit pas de valeur cible. Les connaissances acquises pourraient toutefois donner lieu à des paliers dans TAXREF, c'est-à-dire qu'elles augmenteraient de manière plus modeste. L'objectif serait donc d'atteindre de tels plateaux, variables selon les lieux et les groupes. Un objectif de conservation serait alors de ne pas voir diminuer le nombre d'espèces endémiques autrement que par l'amélioration des connaissances.

La pertinence de l'indicateur n'est pas la même selon les contextes et les échelles d'analyse. Plus la surface est réduite dans une situation donnée, plus le nombre d'espèces endémiques sera faible. L'endémisme est un facteur d'évaluation de la biodiversité de représentativité variable selon le contexte. Il ne prend pas en compte la diversité cachée, par exemple celle d'ordre intra-spécifique (génétique).

Les échelles territoriales de restitution pourraient être plus précises. Une déclinaison par territoire (Polynésie française, Antilles, etc.) et en France métropolitaine pourrait être envisagée, ainsi que des cartes de richesse en espèces endémiques qui permettraient

de mettre en évidence les régions à fort enjeu en France métropolitaine. Par ailleurs, l'endémisme se détermine à toutes les échelles, sous réserve de les préciser et de comparer des niveaux de même ordre. Cela suppose de pouvoir le présenter aux différents niveaux (chacun des territoires) et groupes (espèces), en contrôlant les facteurs de biais comme la proportion d'endémiques par rapport aux sub-endémiques qui change suivant les zones.

Un changement d'échelle spatiale ou temporelle ne changerait pas la pertinence de l'indicateur. Cela dit, une espèce endémique de métropole ou de Guyane n'a pas la même signification qu'une espèce endémique de Martinique ou de la Réunion, qui ont des surfaces de 40 à 500 fois inférieures. L'importance de la prise en compte de l'endémisme régional (sub-endémisme) est donc forte pour les petites superficies, notamment en situation d'isolement modéré (archipels), et gagnerait à être explicitée dans les restitutions.

Un changement d'échelle spatiale ou temporelle ne modifierait pas la relation de l'indicateur avec le phénomène qu'il décrit.

C – Production de l'indicateur

Les explications sur la production de l'indicateur sont claires. Celui-ci est basé sur TAXREF et évalue l'état d'avancement des informations collectées sur l'endémisme ainsi que la mise à jour de ce référentiel taxonomique. L'évaluation suggère que les endémiques éteintes puissent être comptabilisées dans une catégorie à part, afin de suivre la progression de l'extinction. Il conviendrait également de préciser quels groupes (oiseaux, plantes vasculaires, poissons d'eau douce, lépidoptères, etc.) sont inclus dans chaque version (année) de l'indicateur, car c'est plutôt l'augmentation des groupes inclus dans TAXREF qui gouverne l'augmentation de la valeur de l'indicateur qu'une meilleure connaissance de la biodiversité au sein de chaque groupe. Cela n'est cependant pas possible à déterminer en l'état.

La manière de calculer la valeur de l'indicateur est claire, même si l'évaluation indique que le référentiel TAXREF reste très compliqué à utiliser si l'on veut refaire le calcul.

Il n'y a apparemment qu'une seule méthode pour le calcul, à savoir l'addition du nombre d'espèces endémiques et sub-endémiques. Toutefois la notion de sub-endémique étant variable entre régions mais aussi à l'intérieur d'une région, son incorporation reste discutable. En effet, on peut appliquer la notion sub-endémique à la présence d'une espèce dans toute une région ou dans une fraction seulement de cette région et obtenir un comptage égal à 1.

L'indicateur ne propose pas de pondération, sauf si l'on considère la contingence de chaque territoire mesuré. L'hétérogénéité des connaissances des groupes d'espèces devrait néanmoins conduire à les séparer. La métropole pourrait être séparée systématiquement de l'outre-mer et les collectivités d'outre-mer entre elles, tout en précisant la zone concernée (donc séparer endémique et sub-endémique).

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est considérée comme faible. C'est un indicateur lié à l'échelle et est dépendant de la fiabilité de la donnée source, qui devrait s'améliorer une fois arrivée au « palier » de TAXREF[1]. L'addition des endémiques et sub-endémiques y ajoute de la robustesse. Des biais peuvent provenir de l'état des connaissances en systématique et inventaires de biodiversité, de qualité inégale entre régions (notamment tropical versus France métropolitaine), et de leur traduction dans TAXREF. Ils peuvent également venir du choix par défaut du statut « non endémique » pour les espèces sans information. S'il semble difficile de contrôler ces biais, disposer d'une indication du nombre d'espèces « évaluées » pour l'endémisme dans TAXREF et non seulement du nombre d'espèces listées serait utile. Il faudrait également rappeler que l'indicateur informe sur l'état d'avancement du nombre d'espèces endémiques listé dans TAXREF. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence pour le calcul de l'indicateur, TAXREF est un travail en continu. La

1 C'est probablement déjà le cas pour certains groupes (oiseaux), intermédiaires pour d'autres (plantes), mais très loin pour les invertébrés ; avec un risque de surestimation d'endémisme local dans certaines zones (archipel des Antilles).

robustesse de l'indicateur ne sera pas la même selon l'échelle de territorialisation. Le niveau et la qualité des connaissances utilisées pour le calcul sont variables selon les régions.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est faible et doit être améliorée. Les imprécisions peuvent être liées à une mauvaise connaissance systématique et des inventaires (liste d'espèces) incomplets. Elles semblent difficiles à corriger dans la mesure où les inventaires et les révisions systématiques sont des travaux de longue haleine. La collecte des données pour TAXREF est continue et variable selon les groupes, il faut continuer ce travail. Une approche « quick & dirty » par barcoding sur les groupes les plus mal connus permettraient d'estimer grossièrement le niveau de méconnaissance par groupe. L'indicateur actuellement ne permet pas de tracer les variations du phénomène de l'endémisme et ce n'est pas son objet. Il faudrait décliner l'indicateur par territoire pour suivre le phénomène. L'indicateur permet de suivre avec précision l'évolution des connaissances collectées par TAXREF. Au niveau biologique, il pourrait permettre de suivre une dégradation de la situation via une diminution du nombre d'espèces endémiques. Il faudra veiller alors à ce que le changement de statut biogéographique d'endémique à non endémique puisse être suivi et pris en compte. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes n'aurait pas d'incidence sur la précision de l'indicateur. C'est un indicateur qui a vocation à être stable ou en diminution une fois le palier de référencement TAXREF atteint. Pour détecter une variation, il faudrait un pas de temps important. En revanche, si l'objectif est d'évaluer l'état d'avancement de TAXREF, le pas de temps de mise à jour du référentiel est pertinent. Comme pour la robustesse, la pertinence de l'indicateur ne sera pas la même selon l'échelle de territorialisation, du fait des connaissances disponibles. Il n'a en outre pas la même signification lorsqu'il y a des effectifs d'espèces de niveaux très différents (ce n'est pas un pourcentage).

- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible. S'agissant d'un comptage, il détectera l'ajout d'une seule espèce. Il n'y a pas de limite supérieure, mais les changements auront vocation à s'estomper avec l'amélioration des connaissances une fois un palier atteint dans TAXREF. L'échelle de mesure de l'indicateur ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes et cela n'est pas nécessairement souhaitable. Toutefois, l'échelle étant annuelle, elle pourrait théoriquement permettre de voir au niveau d'un groupe ou d'une localisation donnée une évolution brutale négative (la positive étant a priori liée à une amélioration des connaissances mises dans TAXREF) à cette échelle de temps. En réalité, le référentiel taxonomique pour une espèce x localisation donnée n'est pas mis à jour annuellement, le pas de temps est plus long. Il n'y a pas a priori d'erreur gênante pour le calcul de l'indicateur, mise à part la qualité des sources et donc de la disponibilité des informations et des experts capables de les analyser. L'indicateur n'est pas utilisé pour alerter sur des changements inhabituels. Cependant, il pourrait permettre de voir des changements à une échelle de temps moyenne à longue (changements climatiques) ou l'impact d'un phénomène majeur (éruption volcanique) s'ils ont un impact sur le nombre d'espèces endémiques en augmentant le risque d'extinction. L'indicateur pourrait indiquer un changement qui n'a pas eu lieu si l'indicateur est compris comme « état des connaissances sur le nombre d'espèces endémiques » mais pas s'il est compris comme « nombre d'espèces endémiques ». Cela pourra également être le cas si le passage d'endémique à non endémique a lieu pour une raison de l'amélioration des connaissances non indiquée (c'est le cas de la diminution de 70% de l'endémisme des espèces d'orchidées de Guadeloupe, par mise en synonymie). L'indicateur pourrait ne pas détecter un changement qui a vraiment eu lieu pour les mêmes raisons. Ce n'est pas un indicateur a priori adapté à suivre des changements biologiques, sauf d'impact majeur, leur ordre de grandeur étant bien inférieur à celui de l'intégration de nouvelles connaissances dans TAXREF. L'indicateur sera aussi sensible quelle que soit l'échelle de territorialisation. Cela peut être différent en valeur relative car le nombre d'endémiques est variable selon l'échelle, le territoire ou le groupe. La sensibilité de l'indicateur est bonne pour mesurer l'état des connaissances, mais très faible pour mesurer le changement réel du nombre d'espèces endémiques non éteintes. L'indicateur sera réactif en fonction de l'intervalle de temps de la mise à jour réelle des espèces concernées de TAXREF (pas de l'indicateur).

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme fiable. Il variera dans le même sens que le phénomène décrit, s'il est bien compris comme indicateur de l'état des connaissances et non du nombre réel d'espèces endémiques. Sinon, il pourrait ne pas varier dans le même sens car même si le nombre d'espèces endémiques non éteintes diminue par extinction, l'indicateur continuera d'augmenter longtemps au fur et à mesure de l'amélioration des connaissances et cela jusqu'à un palier. Ce sera aussi le cas si les connaissances conduisent à faire passer une espèce au statut non endémique. Un changement dans l'intervalle de collecte de données n'aurait pas d'incidence sur la fiabilité de l'indicateur. Un suivi continu serait adapté jusqu'au palier attendu dans TAXREF. Comme pour les autres points d'analyse, l'indicateur sera fiable quelque soit l'échelle de territorialisation si l'amélioration des connaissances, qui se fait souvent par un travail ponctuel local, se traduit par une diminution du statut d'endémisme. Cela pourrait être plus impactant aux petites échelles de territoire. La fiabilité de l'indicateur est bonne pour mesurer l'état des connaissances jusqu'au stade de palier attendu. Il est en outre très faible pour mesurer le changement réel du nombre d'espèces endémiques non éteintes.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, il indique la part de biodiversité de niveau spécifique endémique en France. Il ne présente en revanche aucun lien avec le fonctionnement des écosystèmes ou les services écosystémiques. Cet indicateur permet d'avoir un estimateur des enjeux de biodiversité par leur unicité et donc de la responsabilité de l'échelle étudiée pour la préserver. Il mesure la responsabilité de la France dans la lutte contre l'extinction globale, car les endémiques qui s'éteignent en France s'éteignent globalement. Il permet aussi d'évaluer l'état d'avancement de la connaissance accumulée dans TAXREF. La séparation des niveaux global et local et des différents groupes semble souhaitable, cela permettra d'avoir une information utile pour les politiques de conservation à ces différents niveaux. Il est complémentaire de l'indicateur relatif au niveau d'exhaustivité de la liste des espèces d'outre-mer avec lequel il pourrait peut-être être fusionné pour la partie outre-mer. Un indicateur sur le risque d'extinction des espèces endémiques pourrait être développé (proportion des espèces endémiques menacées, vulnérables, etc.), qui manque aujourd'hui, pourrait également venir en complément.
- **Données** : Un changement d'échelle introduit automatiquement un nouvel échantillonnage, l'échelle étant une covariable de l'indicateur endémisme. La situation est très différente et contrastée vis-à-vis de l'outre-mer et entre les collectivités outre-mer. Un changement d'échelle temporelle ou spatiale pourrait s'accompagner de biais dans la mesure où les connaissances sur les listes d'espèces (les données de base dans TAXREF utilisées pour calculer l'indicateur) sont bien moins bonnes dans certains territoires qu'en France métropolitaine. Par exemple, les insectes ou plantes de Guyane sont moins bien connus que ceux de Corse. Le changement d'échelle temporelle est lié à la capacité de mise à jour.

E – Propositions d'amélioration

L'évaluation insiste sur l'importance de signaler encore plus clairement dans la fiche (« Présentation et interprétation » & « Définition, contexte et principales caractéristiques ») que les variations de l'indicateur indiquent des variations dans le niveau des connaissances sur la biodiversité, et donc que les variations de l'indicateur sont sans rapport avec le statut de conservation de la biodiversité endémique ou avec l'évolution réelle du nombre d'espèces endémiques.

Concernant les limites de l'indicateur, une limite non indiquée directement dans la fiche ONB est le critère de prise en compte de l'information. De nombreuses données empiriques existent sur l'endémicité, en particulier au niveau local, sans avoir nécessairement fait l'objet de publications spécifiques. Pour l'outre-mer notamment, ne pas les prendre en compte est un facteur de biais potentiel important, de nombreuses publications anciennes étant dépassées.

Un nouvel indicateur consacré au suivi du risque d'extinction et plus généralement de l'état de conservation des espèces endémiques pourrait être développé. En termes de priorité d'action dans la lutte contre l'extinction globale, ce sont les espèces

endémiques menacées qui sont le plus importantes. De plus, il faudrait indiquer en regard des valeurs de cet indicateur la liste des groupes taxonomiques ou le nombre de groupes inclus dans le calcul. L'évaluation suggère également de travailler sur les implications des changements d'échelles pour « redresser » les données ou étayer leur champ d'utilisation, pour relativiser la notion d'endémisme au niveau insulaire (à quel niveau d'isolement s'arrête-t-on au niveau génétique ?).

Concernant les données, l'indicateur se nourrira de l'augmentation des connaissances sur les listes d'espèces (inventaire et systématique). Il reste cependant difficile d'accélérer l'augmentation des connaissances dans ces domaines même si l'acquisition de données pour atteindre le palier est nécessaire. Il faudrait hiérarchiser les priorités en fonction des capacités disponibles et déterminer une présentation parallèle d'indicateurs étant arrivé à un palier et d'indicateurs en cours de collecte.

Il sera important de décliner l'indicateur par territoire et de l'utiliser à cette échelle.

Enfin, il est très important que l'évolution de l'indicateur (les changements de valeurs) soit interprétée comme une augmentation des connaissances et pas de la responsabilité de la France en nombre d'espèces endémiques. L'argumentaire sur les avantages et limites de l'indicateur pourraient encore développé pour les utilisateurs de cet indicateur. Plusieurs des indicateurs existants peuvent être utilisés de manière complémentaire afin d'éviter des interprétations et analyses biaisées, notamment les indicateurs liés à la richesse, l'endémisme et les menaces.

F – Bibliographie des évaluateurs

Faith, D.P., Reid, C.A.M., and Hunter, J. (2004) Integrating Phylogenetic Diversity, Complementarity, and Endemism for Conservation Assessment. Conservation Biology 18, 255-261.

Feldmann, P. (2012) Révision et mise à jour taxonomique de la liste et de la distribution des orchidées des Petites Antilles. L'Orchidophile, 109-127.

Fleishman, E., Noss, R.F., and Noon, B.R. (2006) Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. Ecological Indicators 6, 543-553.

Lamoreux, J.F., Morrison, J.C., Ricketts, T.H., Olson, D.M., Dinerstein, E., McKnight, M.W., and Shugart, H.H. (2006) Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. Nature 440, 212-214.

Référencement

Crochet, P.-A., Feldmann, P. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Nombre d'espèces endémiques en France ». *In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016),* Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

PART DES ESPACES NATURELS FRANCAIS A L'ECHELLE EUROPEENNE

Proportion de la surface de milieux naturels en France par rapport à la surface de milieux naturels dans l'Union européenne des 27

Code indicateur
SNB-B05-12-REH2
Évaluation FRB- i-BD² : N° 41

Évaluation réalisée par
Jocelyn Fonderflick
Isabelle Witté

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
1er août 2016

Evaluations antérieure et postérieure à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

Première évaluation

De manière générale, l'évaluation s'interroge sur la pertinence de cet indicateur, qui compare des proportions de surfaces naturelles entre pays. Il ne renseigne pas sur l'état de ces territoires en termes de biodiversité. Elle suggère également des compléments d'information.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

Cet indicateur présente la proportion de la surface de milieux naturels en France par rapport à la surface de milieux naturels dans l'Union européenne (27 Etats).

L'indicateur s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB. Il est pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, E14 et, de manière plus modérée, B5 car la cohérence de ce réseau ne dépend pas que de la proportion d'espaces naturels.

La description faite de l'indicateur sur la page du site ONB correspond à son intitulé, la valeur semble juste. Un court texte pourrait l'accompagner pour mieux en expliquer la portée. La valeur n'est pas associée à un intervalle de confiance, ni une taille d'échantillon et n'en a pas besoin dans la mesure où l'indicateur retient de façon exhaustive la superficie des espaces naturels en France et en Europe selon la même nomenclature des habitats (CLC – Corine Land Cover) et la même méthodologie pour l'obtention de leurs cartographies.

Les illustrations et graphiques sont pertinents pour véhiculer le message de l'indicateur, aucun biais de visualisation n'a été relevé.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Les explications relatives à l'indicateur sont très concises, ce qui peut éventuellement s'expliquer par le fait que l'indicateur est récent. Quelques éléments d'information sur les codes CLC ou la notion d'espace naturel seraient nécessaires pour mieux comprendre l'intérêt de cet indicateur, qui semble limité selon l'évaluation. En effet, celle-ci s'interroge sur la pertinence de déterminer la proportion des espaces naturels français par rapport aux espaces naturels présents dans l'Union européenne (UE) à 27. Pour

atteindre ses objectifs (E14 et B5), l'indicateur aurait pu seulement viser la proportion des espaces naturels en France. De plus, l'UE à 27 ne représente pas une entité biogéographique homogène et sa configuration est susceptible d'être modifiée, selon les décisions politiques des Etats membres et de l'UE.

L'indicateur ne poursuit pas de valeur cible, il est borné de fait par le pourcentage de la surface de chaque pays au sein de l'UE. Il existe certainement un seuil d'espaces naturels en-dessous duquel la fonctionnalité et la biodiversité de ces espaces sont très fortement altérées, mais au vu de l'état actuel de nos connaissances, un tel seuil est difficile à définir.

Cet indicateur se révèle pertinent pour des pays ayant encore une forte proportion d'espaces naturels, où la fonctionnalité de ces espaces est peu altérée par l'artificialisation des terres adjacentes. Il l'est sûrement moins pour les pays ayant peu d'espaces naturels ou pour les pays de faible superficie. Pour ces derniers, la question est plutôt d'identifier un seuil d'habitats naturels en-dessous duquel il n'est pas souhaitable de descendre pour conserver des populations viables pour des espèces ayant de vastes territoires ou des espèces très spécialisées.

L'échelle territoriale retenue pour l'indicateur est nationale, elle est en adéquation avec le grain de précision retenu par CLC.

Un changement d'échelle temporelle ne modifierait pas la pertinence de l'indicateur, la mise à jour de CLC n'intervenant que tous les 6 ans.

L'indicateur pourrait éventuellement être utilisé pour comparer les régions, mais une déclinaison à une échelle inférieure n'est cependant pas souhaitable. En effet, les déclinaisons des codes CLC attribués par photo-interprétation sont souvent légèrement adaptées selon les régions. Par exemple, une pelouse très xérique dans le sud pourra être interprétée comme une zone minérale dans le nord.

C – Production de l'indicateur

L'évaluation a un avis partagé quant à la clarté de la méthode de calcul. Celle-ci pourrait en tout état de cause être précisée, notamment la progression entre deux années de production de CLC, afin de pouvoir être reproduite et rendre l'interprétation plus intéressante.

Le caractère européen de CLC permet les comparaisons entre différents pays, néanmoins le manque de précision sur la surface de la plus petite unité cartographiée (25 ha) est une limite à une évaluation exhaustive des espaces naturels en Europe. Si cette surface minimale de cartographie pouvait être jugée comme acceptable en 1990, ce seuil pourrait être revu à la baisse dans les années à venir compte tenu de l'évolution de la qualité des photos satellites actuellement disponibles et des outils pour l'interprétation de ces photos. La cartographie de la base CLC étant assurée par photo-interprétation humaine, des biais sont possibles. Le recours à la télédétection devrait les limiter.

Les biais d'interprétation existent en France d'une région à l'autre, ils peuvent également exister d'un pays à l'autre, même s'ils sont limités par la sélection d'utilisation du sol dans cet indicateur. Certaines utilisations du sol sont toutefois très rares ou difficiles à intégrer dans CLC, du fait de leur faible surface (mares, tourbières par exemple). En améliorant la précision de CLC, il sera possible de produire cet indicateur à des échelles régionales et infra-régionales.

Enfin, les codes et les intitulés des occupations des sols CLC utilisés devraient être détaillés dans la fiche de l'ONB.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est bonne, au vu de l'usage fait de l'indicateur et si ce dernier est utilisé à l'échelle des Etats membres de l'UE, c'est-à-dire à large échelle spatiale. L'obtention de CLC étant réalisée par photo-interprétation humaine, la multiplicité des observateurs nécessaires pour la réalisation de la cartographie à l'échelle européenne, de même que temporelle, pourrait générer un biais observateur. Par ailleurs, cet indicateur étant basé sur une proportion, la réduction des espaces naturels à l'échelle européenne ferait augmenter la valeur de l'indicateur sans pour autant augmenter la superficie de ces espaces naturels à l'échelle française. La part des espaces naturels par rapport aux espaces artificialisés à l'échelle française est un indicateur indirect essentiel dans le cadre

de l'Observatoire National de la Biodiversité. Le recours à la télédétection haute résolution permettrait d'obtenir la cartographie CLC pour l'ensemble des territoires européens de manière plus objective. Les valeurs peuvent de plus changer lors de la mise à jour de CLC, à cause de variations d'interprétation des utilisations du sol et engendrer également des biais. L'échelle d'application ne change rien à la robustesse, en raison du degré de précision de CLC. Selon un évaluateur, l'utilisation à une échelle inférieure rendrait cet indicateur moins robuste.

- **Précision :** Le niveau de précision de l'indicateur est suffisant pour tracer les variations des espaces naturels à l'échelle française comparées à l'échelle européenne, le seuil de détection d'un habitat étant de 25 ha. Toutefois, il peut montrer des limites pour certains habitats naturels de taille réduite ou très dispersés. Les éventuelles imprécisions viennent de la donnée source issue de CLC. La remarque faite sur le biais observateur s'applique également ici, de même que la proposition de recourir à la télédétection haute résolution pour limiter les erreurs. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'affecterait pas la précision de l'indicateur. Il conviendra néanmoins de s'assurer que la résolution spatiale et la méthodologie de recueil des données soient semblables d'une collecte à l'autre. Un changement d'échelle territoriale, qui irait vers une plus petite échelle, ne provoquerait pas de perte majeure de précision de l'indicateur mais le rendrait moins pertinent en raison du degré de précision de CLC.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est très limitée. A une échelle macro, pour observer une variation de 0,1%, il faut un changement d'utilisation du sol en France de plus de 4400 km² (soit 0,7% du territoire national). C'est un changement important à l'échelle de la France, et pourtant la valeur de l'indicateur va très peu varier. Au niveau micro, le seuil pour renseigner un changement d'occupation du sol entre deux dates est de 25 ha. Ce seuil est satisfaisant pour comparer des changements sur d'autres échelles spatiales mais sur des pas de temps qui restent fixés entre 5 à 10 ans. Le maximum d'augmentation possible actuellement est de 1,7% ce qui représente une conversion totale du territoire français en surface naturelle. L'amplitude de variation de l'indicateur possible est donc comprise entre 0,1 et 1,7% ce qui n'est pas un intervalle très important pour apprécier des changements dans l'utilisation du sol en France. L'indicateur n'est pas utilisé pour alerter de changements inhabituels. L'évaluation ne relève pas de risque qu'il n'indique pas un changement qui a eu lieu ou qu'il indiquerait un changement qui n'aurait pas eu lieu. La sensibilité de l'indicateur va varier à différentes échelles, en se dégradant si on réduit à des échelles plus fines. Selon l'évaluation, l'indicateur sera très réactif si la différence entre les surfaces comparées est faible, il le sera beaucoup moins si la différence est importante (par exemple une région française avec l'Europe).

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur n'est pas fiable, des erreurs pourraient survenir au niveau de la photo-interprétation. L'indicateur étant en outre basé sur une proportion, la réduction des espaces naturels dans les autres pays européens ferait augmenter la valeur de l'indicateur sans pour autant augmenter la surface de ces espaces à l'échelle française.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur n'a qu'un lien indirect avec la biodiversité, dans la mesure où il ne renseigne pas directement sur l'état de la biodiversité mais sur une surface d'habitat naturel disponible. Il n'établit pas de lien avec le fonctionnement des écosystèmes, il ne renseigne pas sur l'état de conservation des espaces naturels ou du degré de fragmentation de ceux-ci. Eventuellement, un lien peut être fait avec les services écosystémiques (paysage). L'indicateur présente une très forte corrélation, connue de longue date en écologie, entre la surface d'habitats naturels et la diversité biologique. La diversité biologique augmentant avec l'accroissement de la surface d'espaces naturels. Les indicateurs relatifs à l'état de conservation des habitats naturels et à la fragmentation des milieux naturels pourraient venir en complément de celui-ci.

- **Données** : La réactualisation de CLC à l'échelle européenne se fait sur des pas de temps de 5 à 10 ans. Un pas de temps de 5 ans reste suffisant pour renseigner des changements d'occupation des sols extrêmes et brefs, en fonction de leur étendue spatiale, comme les tempêtes et les incendies, dont les conséquences sont visibles par télédétection pendant plusieurs années. Les données CLC sont peu précises et la photo-interprétation à leur origine est sujette à interprétation. Les plus petits éléments identifiés sont de 25 ha, ce qui exclut la plupart des zones humides et beaucoup de systèmes de petite taille. Pour rappel, les données utilisées sont issues de la base de données géographiques d'occupation des sols CORINE Land Cover, produite à une échelle de 1/100 000 avec un seuil de 25

ha pour la cartographie des unités d'occupation des sols. Des changements d'échelle spatiale et/ou temporelle de l'indicateur nécessiteraient des données d'occupation du sol plus précises, comme il en existe par exemple aujourd'hui pour certaines régions (Ocsol pour les régions PACA et Languedoc-Roussillon par exemple). La déclinaison pour l'outre-mer nécessite de définir une typologie d'occupation du sol pour des formations végétales qui n'existe pas dans CLC.

E – Propositions d'amélioration

rtant que l'évolution de l'indicateur (les changements de valeurs) soit interprétée Selon l'évaluation, l'intérêt de cet indicateur est très discutable. Son utilisation se limite à la comparaison des proportions de surfaces naturelles entre pays, bien que des variations dans l'interprétation-photo limitent également cet usage. Seul, l'indicateur n'apporte pas d'information réelle sur l'état des territoires ou leur naturalité. Ces informations sont impossibles à obtenir par photo-interprétation. L'indicateur ne donne pas lieu à des mesures de gestion, et ne donne pas d'état « désirable » puisqu'on ne dispose pas d'éléments sur l'état écologique des territoires.

Les changements d'occupation des sols étant une des causes majeurs d'érosion de la biodiversité, il est cependant fondamental dans le cadre d'un observatoire de la biodiversité de pouvoir disposer d'informations spatiales fiables concernant l'occupation des sols à différentes échelles spatiales et temporelles. Le développement technologique devrait permettre à l'avenir de pouvoir disposer de telles informations.

En matière de données, il faut s'assurer que la cartographie des habitats naturels obtenue par télédétection fasse l'objet de vérification sur le terrain afin d'avoir une évaluation du degré de précision de la cartographie.

F – Bibliographie des évaluateurs

Bunce, R. G. H. & Heal, O. W. (2013). 5.3 Landscape evaluation and the impact of changing land-use on the rural environment : the problem and an approch. Planning and ecology, 164.

Büttner, G., Feranec, J., Jaffrain, G., Mari, L., Maucha, G., & Soukup, T. (2004) The CORINE land cover 2000 project. EARSeL eProceedings, 3(3), 331-346.

Caetano, M., Mata, F., Freire, S., & Campagnolo, M. (2006) Accuracy assessment of the Portuguese CORINE Land Cover map. Global Developments in Environmental Earth Observation from Space, 459-467.

Hannah, L., Carr, J. L., & Lankerani, A. (1995) Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. Biodiversity & Conservation, 4(2), 128-155.

Lawler, J. J.; Lewis, D. J.; Nelson, E.; Plantinga, A. J.; Polasky, S.; Withey, J. C.; Helmers, D. P.; Martinuzzi, S.; Pennington, D. & Radeloff, V. C. (2014) Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. Proceedings of the National Academy of Sciences, 111(20), 7492-7497.

Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2013) Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Island Press.

Van Vliet, J., de Groot, H. L., Rietveld, P., & Verburg, P. H. (2015) Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. Landscape and Urban Planning, 133, 24-36.

Watson, S. J., Luck, G. W., Spooner, P. G., & Watson, D. M. (2014) Land-use change: incorporating the frequency, sequence, time span, and magnitude of changes into ecological research. Frontiers in Ecology and the Environment, 12(4), 241-249.

Référencement

Fonderflick, J., Witté, I. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Part des epaces naturels français à l'échelle européenne ». *In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016),* Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

PART DU TERRITOIRE MÉTROPOLITAIN OCCUPÉ PAR LES ÉCOSYSTÈMES PEU ANTHROPISÉS

Part du territoire métropolitain occupé par les écosystèmes peu anthropisés

Code indicateur
SNB-D11-12-ENM1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 43

Évaluation réalisée par
Vincent Devictor
Jean Olivier

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
23 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

Première évaluation

L'évaluation souligne la vision subjective de la notion de « peu anthropisé » utilisée par cet indicateur et recommande d'en préciser les contours. Elle rappelle l'importance des données source à partir desquelles est calculé l'indicateur et d'une cartographie fine d'occupation du sol et/ou des végétations et/ou milieux naturels.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente la part du territoire métropolitain occupé par les écosystèmes peu anthropisés.

Il s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » de la SNB. L'orientation B requiert le maintien d'une partie du territoire à l'écart d'une anthropisation trop importante, l'indicateur informe bien sur la part relative restante du territoire peu anthropisé. L'orientation D est quant à elle bien concernée dans la mesure où le renouvellement de certaines ressources et le fonctionnement de la biodiversité nécessitent la préservation d'écosystèmes dont la dynamique n'est pas conditionnée par l'artificialisation.

L'indicateur est pertinent pour répondre aux objectifs auxquels il est associé. Il permet de connaître la part relative du territoire non anthropisé et renseigne sur notre capacité à préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement, notamment si l'indicateur est suivi dans le temps. Selon l'évaluation, les objectifs B4 et D12 listés pour l'indicateur « Part du territoire des DOM occupé par les écosystèmes peu anthropisés » pourraient aussi s'appliquer ici.

Le texte de description de l'indicateur a été repris de la présentation de l'indicateur sur l'artificialisation du territoire métropolitain, il apparaît ici décalé. La phrase présentant la valeur est correcte et le chiffre éloquent mais le texte sous-jacent ne correspond pas.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance associé à la valeur de l'indicateur et cela n'est pas nécessaire puisqu'il s'agit d'un pourcentage calculé sur une superficie. Cependant, une information pourrait être donnée sur la variabilité de cette valeur entre les différentes parties du territoire et/ou régions biogéographiques (par exemple niveau II de Dupias et Rey 1985, ou au moins pour chacun des 4 grands domaines biogéographiques

présents en France[1]) et/ou sur les éventuelles marges d'erreur/variance, en calculant la valeur de l'indicateur pour chacune des 57 phyto-écorégions de niveau II de Dupias et Rey 1985.

Les illustrations correspondent au message véhiculé par l'indicateur. Le visuel 1 montre la répartition en pourcentage des grands types d'occupation des sols. La visualisation est claire et immédiate, l'indicateur correspond à la valeur pour la catégorie « écosystèmes peu anthropisés ». L'évaluation relève cependant que l'utilisation de l'expression « écosystèmes peu anthropisés » est abusive. L'écosystème est une notion écologique ; ici, l'indicateur est défini comme la « *part de territoire occupé par les écosystèmes peu anthropisés* ». Il conviendrait de garder cette distinction dans le diagramme ; il n'y a eu aucune approche écosystémique à proprement parler. L'évaluation suggère donc de reformuler la catégorie du diagramme : « part du territoire dominé par des écosystèmes peu anthropisés ». En outre, Corine Land Cover n'informe pas sur les écosystèmes, elle est une base d'occupation et d'usage des sols. Il conviendrait dès lors de parler plutôt de « *part du territoire dont l'occupation des sols est peu anthropisée* ». Par ailleurs, le fait de ne pas inclure les surfaces en eau pose question. En effet, de nombreux lacs et rivières, y compris de grands fleuves, représentent des systèmes peu anthropisés. Enfin, l'évaluation souligne que les sous-totaux du tableau des données sources ne sont pas évidents à lire[2].

Le diagramme ne génère pas de biais de visualisation.

La notion « peu anthropisé » est relative et ses limites sont subjectives, pouvant comprendre ou non certains types d'occupation du sol (par exemple, surfaces en eau et zones d'agriculture extensive, qui correspondent à des réalités très disparates), que chaque lecteur interprétera avec sa propre représentation de ce qu'est ou non un milieu anthropisé. Elle peut recouper des réalités variables en fonction des territoires et des types d'activités humaines actuelles et passées [3].

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Un écosystème décrit un système d'interaction entre un environnement abiotique et un environnement biotique. S'agissant ici de regrouper des superficies d'occupation des sols, l'emploi de ce terme n'est pas approprié. L'expression « part du territoire » devrait quant à elle être précisée, ou remplacée par la notion de « superficie relative ». L'évaluation propose cette définition alternative : « *Cet indicateur présente la superficie relative du territoire métropolitain en milieux peu anthropisés* ».

Le texte semble directement repris de la fiche de l'indicateur sur l'artificialisation du territoire métropolitain. La présentation paraît ici fortement dénuée de sens : pourquoi commencer le texte en évoquant l'artificialisation des milieux alors que l'indicateur porte sur des milieux faiblement anthropisés ? L'évaluation s'interroge également sur la référence à l'échantillonnage Terruti qui vise les milieux occupés par les activités humaines. En outre, il serait pertinent d'aborder le maintien de la valeur de l'indicateur avant de parler d'augmentation. La conclusion d'une hypothétique augmentation de la valeur de cet indicateur est discutable : une augmentation des superficies faiblement anthropisées pourrait, par exemple, traduire une forte déprise agricole mais pas nécessairement « *un signe d'une meilleure cohérence entre les politiques d'aménagement du territoire (densification) et les politiques de biodiversité* ». Les études médiatisées sur la diversité d'espèces d'abeilles en zones urbaines (vs. des zones agricoles trop polluées par les pesticides chimiques) nous rappellent que les relations entre anthropisation et biodiversité ne sont pas forcément linéaires, le type de pratiques et de pollutions joue aussi beaucoup (Fortel et al, 2014).

Il n'existe pas de valeur de l'indicateur à priori critique, même si plus elle est importante, plus l'espace laissé à la biodiversité est important. La valeur symbolique de 50% pourrait être envisagée, ce qui traduirait un basculement de « la majorité du territoire ».

1 Atlantique, continental, alpin et méditerranéen.

2 L'évaluation suggère de griser les cases correspondantes au calcul, ou ajouter 100% pour compléter la ligne des totaux complets, ou encore mettre le sous-total sous la ligne de total pour que les sous-totaux apparaissent d'un seul coup d'œil.

3 Sur la réflexion consistant à déterminer à quel point la nature et la biodiversité telles que nous les connaissons, même dans leurs retranchements les plus reculés, ont pu être façonnées par les humains, voir par exemple Dupouey JL, E Dambrine, JD Laffite, C Moares (2002) Irreversible impact of land use on forest soils and biodiversity. Ecology, 83(11) : 2978-2984.

Une valeur cible serait 100% dans la mesure où il y a un lien implicite direct entre anthropisation et perte de biodiversité. Les données brutes montrent que, depuis 1990, la valeur de l'indicateur n'a fait que reculer. Le but serait de stopper voir d'inverser ce recul. Un gain dans le temps de surface peu anthropisée, et donc un recul de l'anthropisation, serait un objectif répondant à l'objectif général de reconquête de la biodiversité.

L'indicateur est pertinent quel que soit le contexte. Il est informatif de connaître, quel que soit le milieu, la part relative considérée comme étant « peu anthropisée ».

L'indicateur concerne la France métropolitaine et repose sur des calculs surfaciques d'occupation du sol métropolitain. L'échelle des données et de la restitution coïncident donc. Les notions « d'anthropisation » et « d'artificialisation » doivent correspondre à des gradients et ne pas être déterminées par des valeurs absolues. Pour des utilisations plus locales, une révision de la classification ou des données sources peut être nécessaire. Par exemple, un habitat peut être jugé peu anthropisé lorsqu'il participe à la construction de l'indicateur au niveau national mais anthropisé lorsqu'il s'agit d'une évaluation locale et inversement. En outre, une présentation par grand domaine biogéographique présent en France pourrait apporter un relief intéressant à l'indicateur.

Tel qu'il est calculé, cet indicateur est pertinent au niveau national. Il garde en principe un intérêt à des échelles supérieures et inférieures, on peut toujours calculer une part relative d'habitat considéré comme anthropisé ou peu anthropisé. Cependant, présenter la superficie représentée par de tels milieux au sein de territoires très fortement anthropisés ou moyennement anthropisés ne lui donne pas le même relief : une forêt même plantée en région parisienne n'a pas la même importance relative concernant la biodiversité de la région, qu'une forêt plantée dans les Alpes ou le Massif Central. La typologie d'habitat doit avoir un grain ajusté à l'échelle spatiale considérée.

Le changement d'échelle spatiale modifiera la valeur de l'indicateur sans changer sa signification. Cela dépend toutefois de la finesse de la cartographie d'occupation des sols utilisée pour calculer l'indicateur, qui reste pertinente pour d'importantes superficies mais peut perdre en précision à des échelles plus locales. Sur le plan temporel, l'indicateur est ponctuel. Sa répétition dans le temps est pertinente pour suivre la dynamique des milieux considérés comme peu anthropisés. La question temporelle pose néanmoins la question d'un état de référence.

C – Production de l'indicateur

Une précision des sigles utilisés (CGDD et SOeS) est souhaitable, de même que davantage d'explications sur le choix des postes de la nomenclature Corine Land Cover (CLC) ici agrégés. Le fait d'exclure les surfaces en eau n'est pas justifié et pose question.

La méthode de calcul est claire mais peut être améliorée. Il ne s'agit pas d'une somme de superficies mais d'un ratio. Il conviendrait de reformuler : « *Cet indicateur correspond à la superficie relative des postes Corine Land Cover n° 3, 4 et 231, 243, 244 (ratio de la somme des superficie de ces postes divisée par la superficie totale considérée)* ». Le texte évoque par ailleurs « *La progression des surfaces artificialisées est calculée (solde net) par l'analyse des changements entre deux années de production de CLC, puis rapportée à l'année (simple moyenne)* ». Or, cela ne s'applique pas à cet indicateur. Cette phrase introduit de la confusion, il ne s'agit pas d'une progression ici mais d'une mesure ponctuelle.

Il n'y a qu'une méthode de calcul. La question est de savoir quels postes de la nomenclature CLC sont inclus dans la classe « territoires peu anthropisés » et si la cartographie CLC pour l'ensemble du territoire métropolitain est réalisée de la même manière, sachant que de grandes disparités existent selon les territoires et que les marques et conséquences de l'anthropisation des écosystèmes ne se traduisent pas de la même façon.

L'évaluation propose plusieurs pistes d'améliorations, notamment l'utilisation d'une base d'occupation des sols et/ou des milieux (semi)naturels pour l'ensemble du territoire plus précise concernant l'anthropisation, avec un travail en parallèle sur la caractérisation de l'anthropisation plus ou moins forte de chacun des types de milieux cartographiés. En effet, l'anthropisation ne concerne pas seulement les grandes zones

de bâtis mais aussi l'impact d'infrastructures non visibles sur CLC. L'évaluation suggère également de proposer une meilleure définition des habitats peu anthropisés, ainsi que le suivi temporel et régulièrement actualisé de l'indicateur. L'amélioration pourrait enfin consister à affiner la part des postes CLC attribués à « territoires peu anthropisés ».

Le calcul de la valeur ne prévoit pas de pondération. Les problèmes inhérents au calcul sont ceux qui concernent la base CLC et le regroupement choisi. Par exemple, les postes 5 (surfaces en eau) et 521 (lagunes littorales) pourraient être considérés comme peu anthropisés mais ne sont pas intégrés au calcul. A l'inverse, le poste 231 (prairies) l'est alors que de nombreuses prairies sont intensives, très anthropisées et défavorables à la biodiversité.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est robuste tant que la typologie d'habitat, le grain spatial et temporel sont conservés. La délimitation de ce que sont des « territoires peu anthropisés » et l'agrégation (ou non agrégation) de postes CLC peuvent affecter la robustesse. Un changement de critères de classification des habitats considérés comme étant anthropisés ou pas peut changer fortement la valeur de l'indicateur. Pour contrôler ces biais, il est nécessaire de conserver le même calcul et de faire varier les sources de données et les regroupements adoptés pour les postes peu anthropisés. Un meilleur calage typologique, suivant des critères plus précis et un accord entre les observateurs, pourrait également permettre de limiter ces biais. L'évaluation propose un test de robustesse sur la typologie, qui consisterait à refaire le calcul de l'indicateur avec d'autres suivis d'occupation des sols (TERUTI-LUCAS ou bases locales) afin de déterminer si la part relative de milieux anthropisés est comparable. Elle suggère également une cartographie plus fine des territoires, de meilleures informations sur les usages réels des sols ainsi que la formation et des interactions avec des cartographes. La présentation de l'indicateur domaine biogéographique par domaine biogéographique ou pour chacune des 57 phyto-écorégions de niveau II de Dupias et Rey, en mettant au second plan la valeur globale, serait intéressante pour dégager une tendance, mais rendrait moins robuste l'indicateur. Il est en tout état de cause absolument nécessaire de garder la même méthode (base de données et critères de regroupement) entre deux campagnes de collectes des données. Concernant l'échelle de territorialisation, CLC semble trop grossier pour représenter la diversité des habitats d'un département mais peut convenir à l'échelle d'une région administrative. Cependant, plus le territoire concerné sera étendu, plus l'indicateur recoupera des réalités différentes et/ou fera appel à un nombre d'observateurs et de cartographes plus élevé, moins il sera robuste. En outre, la mise à jour de CLC est trop lente par rapport au phénomène décrit. Une mise à jour plus fine est souhaitable pour suivre un phénomène rapide.
- **Précision :** L'indicateur est peu précis. Il dépend pour son calcul de données source qui mériteraient d'être précisées, telles que la qualité de typologie et de cartographie de l'occupation des sols. La cartographie de l'occupation des sols et les informations associées sur les usages des différents milieux (agricoles, forestiers, littoraux...) déterminent fortement la précision de cet indicateur. Il n'existe pas à ce stade de cadre méthodologique standardisé et appliqué pour de telles cartographies visant à mesurer l'anthropisation des territoires et les données sur les usages sont peu fiables ou font défaut. Une source d'imprécision élémentaire est la résolution des contours des habitats classifiés par CLC. La base de données comporte des lacunes concernant la cartographie de la plupart des zones humides et des milieux d'eaux douces de petites tailles. Les mosaïques agricoles et les milieux naturels sont mal classés (« Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants » ou « Territoires agro-forestiers »). Il y a donc une forte imprécision pour ces types de milieux, qui regroupent des situations très contrastées. Les bases de données topographiques type BD TOPO permettent de mieux délimiter les habitats. De plus, CLC confond parfois l'occupation du sol et l'usage du sol (équipement sportif ou aéroport par exemple). Or,

les effets sur la biodiversité peuvent être différents entre une occupation biophysique et son usage. Les postes de CLC sont identifiés par photo-interprétation par différentes personnes, induisant ainsi une hétérogénéité interne à cette base. En l'état, l'indicateur donne une tendance. Il peut surévaluer ou sous-évaluer fortement la réalité du pourcentage de territoires peu anthropisés. L'anthropisation est un phénomène qui se propage par mitage et ajout d'infrastructures nombreuses et de petites tailles (<25ha). Cette modification passe inaperçue avec CLC de même que les effets indirects (dérangement, linéaires, infrastructures secondaires, communication, bruit...). Un changement de classification des habitats et/ou de résolution dans la méthode survenant entre deux collectes de données affectera la précision de l'indicateur. Un pas de temps plus rapproché permettrait néanmoins une meilleure expertise des observateurs cartographes, améliorant ainsi la précision. Celle-ci dépend de la résolution des données source. Elle est d'autant plus faible que l'échelle est réduite.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est faible et peut être améliorée. Cet indicateur n'est pas très sensible à des changements fins ou complexes voire contradictoires, il dépend beaucoup de ce qui est défini comme niveau de « faible anthropisation » des territoires. Le plus petit changement détecté est de 25 ha (ou 10 ha pour les changements survenus entre 2000 et 2006), sur un pas de temps de 6 ans. La sensibilité est satisfaisante au regard du phénomène décrit et à l'échelle nationale où il est appliqué (et même s'il était appliqué à des échelles régionales). La sensibilité est limitée du fait de la trop faible fréquence de mise à jour. Comme précédemment évoqué, l'analyse TERUTI suggère une anthropisation bien plus importante. Les données suggèrent une régression de 1990 à 2006 des milieux peu anthropisés qui devrait être mise en avant. L'échelle temporelle ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes. Une augmentation de la fréquence est souhaitable pour que l'indicateur corresponde au phénomène qu'il renseigne. Elle pourrait permettre d'alerter sur des anthropisations massives et soudaines des territoires (changement d'affectation de terres agricoles, exploitation forestière massive....), au risque que cela ne génère également de possibles artefacts dus à des pratiques passagères. Si les données CLC présentent l'avantage d'être transparentes et accessibles, ce qui constitue un point fort de l'indicateur, les erreurs de CLC se répercutent néanmoins sur l'indicateur. Elles sont a priori faibles si l'on demeure à l'échelle nationale. Des visites de terrain seraient indispensables pour améliorer la qualité des données et donc de l'indicateur. Des recoupements avec des données (pré)historiques seraient aussi utiles pour préciser le degré d'anthropisation au regard de points de référence (André-Lamat & Rossi 2006). L'indicateur n'est pas un indicateur de changement. Il n'a ni la vocation ni le potentiel pour être aujourd'hui utilisé comme alerte. Il serait néanmoins intéressant de conserver la part relative des habitats peu anthropisés aux dates précédentes. Un changement (en pourcentage) reflètera bien une modification de superficie si la méthode est la même entre les dates. L'indicateur pourrait montrer un changement qui n'a pas eu lieu si les postes CLC agrégés sont suffisamment englobants et les pixels CLC suffisamment grands (25 ha) pour masquer des réalités différentes et des processus éventuellement contraires, différents du changement annoncé par le calcul de l'indicateur. Une résolution plus fine de la cartographie d'occupation du sol et/ou des végétations et/ou milieux naturels permettrait de réduire ce risque. Les changements de faibles superficies peuvent être très diversifiés et avoir un impact fort sur la biodiversité sans que cela ne soit pris en compte dans l'indicateur. L'indicateur est d'autant plus sensible que le grain CLC correspond à l'échelle considérée car c'est le grain des données sources qui fait la sensibilité de l'indicateur. Par exemple, à une échelle fine, les changements d'habitats seront moins visibles qu'à une échelle métropolitaine.

- **Efficacité / Fiabilité :** Les mêmes remarques concernant la fiabilité de CLC, sur laquelle repose celle de l'indicateur, s'appliquent ici. L'indicateur peut ne pas varier dans le même sens que le phénomène qu'il décrit si des processus complexes ou nouveaux de changement d'occupation ou d'usages des sols apparaissent. Ils peuvent ne pas être pris en compte par l'indicateur. Un changement dans l'inter-

valle de temps entre deux collectes de données pourrait avoir des incidences sur la fiabilité de l'indicateur. Un pas de temps très rapproché pourrait engendrer des artefacts (surestimant un phénomène temporaire de changement d'usage). La fiabilité de l'indicateur varie selon l'échelle géographique. Le fait de travailler sur un territoire aussi hétérogène que le territoire national affecte la fiabilité de cet indicateur à des échelles suprarégionales où les réalités cartographiées sont très différentes et peuvent même recouvrir des réalités contraires (par exemple des nouvelles pratiques agricoles, forestières ou récréatives particulières sur certaines parties du territoire peuvent conduire à altérer la réalité cartographiée sous de mêmes postes de nomenclature CLC). L'indicateur serait plus fiable avec par exemple une utilisation domaine biogéographique par domaine biogéographique, ou mieux encore région naturelle par région naturelle. L'évaluation relève que la part relative des milieux anthropisés/peu anthropisés sous-entend un « effet » des activités humaines sur les milieux naturels et la biodiversité qui n'est pas mesuré par cet indicateur. Celui-ci perd donc beaucoup de son sens s'il reste statique. Il s'agit davantage d'une dynamique de territoire, informative pour se rapprocher d'une idée de progression ou de régression de milieux anthropisés vs. peu anthropisés.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'anthropisation a néanmoins de multiples liens avec la biodiversité, en tant qu'impact négatif, positif, redéfinition des usages et des interactions entre humains et non-humains. Les milieux peu anthropisés hébergent en général plus de biodiversité que les milieux fortement aménagés par les humains. La relation n'est cependant pas forcément linéaire (Fortel et al. 2014). Le rôle des activités humaines passées sur la biodiversité observable aujourd'hui est complexe et s'analyse sur le long terme (voir notamment Dupouey et al. 2002). Une anthropisation limitée des territoires peut donc contribuer, dans certaines circonstances, à maintenir la biodiversité. Si l'indicateur ne permet pas de descendre finement dans les processus, il reste néanmoins pertinent en tant qu'estimation grossière de l'emprise de l'artificiel sur le naturel. Si l'on passe de 50% de superficie peu anthropisée à 40 puis 20 puis 5, il y aura un signal clair de recul de nombreux habitats et de composantes de biodiversité et de processus associés. Un élément important est absent de l'indicateur, il s'agit de l'effet indirect de l'anthropisation sur la biodiversité. De nombreuses études montrent que la présence de bâti s'accompagne de phénomènes ayant un impact négatif sur la biodiversité (pollution lumineuse, sonore, dérangement) qui s'ajoute à la destruction des milieux naturels (Logcore et al. 2004) (Proppe et al. 2013). L'indicateur est lié au fonctionnement des écosystèmes. S'il est défini en fonction de la production primaire (par exemple par une mesure de NDVI - normalized difference vegetation index), il est directement relié aux milieux naturels. Les milieux naturels interviennent plus spécifiquement dans les cycles du carbone, de l'azote et de l'eau. Ils représentent des milieux d'interactions majeurs pour la plupart des espèces comme habitat principal, lieu de nourrissage ou de reproduction. Les milieux peu anthropisés correspondent à un compartiment majeur de biodiversité en ce sens. Il s'agit aussi, dans une dynamique de changement global d'habitats refuges et de transition pour des espèces en déplacement et migration. Des écosystèmes faiblement anthropisés gardent un fonctionnement plus complet et rendent un nombre de services écosystémiques plus important. L'indicateur ne dit rien de ces services qui restent non définis. On pourrait imaginer que les zones peu anthropisées représentent des manques à gagner en termes d'investissements et deviennent des « disservices » pour des aménageurs. L'approche par service semble peu pertinente si les usages réels ne sont pas mesurés. Sur le plan éthique, l'indicateur a beaucoup de sens. Même s'il on refuse un dualisme strict entre naturel et artificiel, et que l'on préfère adopter un gradient de « plus ou moins » anthropique, il est capital de garder une trace du déplacement du curseur le long de ce gradient. Quelle part de milieux peu anthropisés devient très et durablement anthropisée ? Cette question (donc l'indicateur et son suivi) est fondamentale pour réfléchir à d'autres trajectoires d'utilisation des sols que celles de la consommation unilatérale des habitats peu anthropisés au profit des

activités humaines. Une valeur fondamentale de l'indicateur sur le plan symbolique est l'arrêt de la progression des milieux très anthropisés (au détriment de milieux naturels) voire le recul de ces milieux. L'indicateur doit être conservé et amélioré. Il sera utilement accompagné d'autres indicateurs complémentaires calculés par l'ONB (par exemple, la progression de l'artificiel, le milieu naturel principalement impacté, la progression de la protection des milieux peu anthropisés).

- **Données** : Les données sont claires. Des typologies et cartographies plus fines d'occupation du sol et/ou des végétations et/ou milieux naturels, ainsi que des informations les plus fiables possibles sur les usages seraient néanmoins nécessaires. Il est essentiel de s'assurer que CLC et les regroupements adoptés sont bien adaptés à l'échelle spatiale considérée. Des bases de données plus locales de types BD-TOPO sont préférables pour des échelles fines. Des typologies déclinées région naturelle par région naturelle devraient être utilisées. Il serait bon de ne pas perpétuer dans le temps les défauts de CLC sur la dénomination de certains habitats. Une révision de la méthodologie nécessitera toutefois de produire des nouvelles données rétroactivement pour que l'évolution de la valeur de l'indicateur ait un sens.

E – Propositions d'amélioration

Parmi les principaux avantages à souligner, la base de CLC étant gratuite et librement accessible, l'indicateur est complètement transparent. Il convient en outre de présenter l'indicateur positivement en parlant de maintien de la biodiversité (ce que permet cet indicateur) plutôt que de présupposer une érosion de celle-ci.

Parmi les principales limites, l'indicateur repose sur des regroupements de postes CLC discutables, par exemple, la catégorie « prairie », jugée peu anthropisée pour cet indicateur, regroupe des milieux très différents variant de prairies permanentes favorables à la biodiversité à des milieux qui relèvent davantage d'une agriculture intensive aux impacts négatifs importants sur la biodiversité. Il convient de clarifier les termes et notions utilisés (écosystèmes plutôt qu'habitat, etc.), de parler d'anthropisation et non d'artificialisation, de bien distinguer superficie et surface à utiliser à bon escient.

L'évaluation souligne l'importance de conserver une trace au moins visuelle de la trajectoire des milieux dans le temps.

Elle propose, en termes de recherches, de créer une « zone d'influence » à l'aide d'une zone-tampon (*buffer*) autour des milieux très artificiels et de prendre en compte la surface inclue dans le buffer comme une surface anthropisée. En effet, on sous-estime l'effet de l'anthropisation si l'on ne tient pas compte de ses effets indirects. Prendre en compte ce *buffer* permettrait de ne pas trop sous-estimer l'anthropisation. Elle propose également l'établissement de critères et seuils plus précis sur ce qu'est un territoire peu anthropisé, territoire par territoire, et poste typologique par poste typologique, en précisant l'(les) état(s) de référence relatif(s) retenu(s). Elle suggère d'identifier des descripteurs (espèces marqueuses, taux d'azote, données historiques, cadastrales, etc.) permettant d'objectiver ces aspects.

En terme de données, il est important de s'attarder sur les classifications employées. CLC est une classification très imparfaite pour renseigner un impact potentiel sur la biodiversité, il convient de s'interroger sur les autres bases de données pouvant ou devant être utilisées. Les conclusions établies avec l'approche Teruti sont-elles les mêmes, si non pourquoi ? Par ailleurs, une cartographie affinée des végétations et/ou milieux (semi)naturels suivant une typologie (sur base phyto-sociologique ou phyto-écologique) permettant d'identifier le niveau d'anthropisation des milieux, territoire par territoire (niveau régions naturelles de type niveau II de Dupias et Rey 1985) est nécessaire.

L'évaluation recommande l'actualisation de l'indicateur et son suivi dans l'espace, ainsi que la déclinaison de l'indicateur par domaine biogéographique et par région naturelle de type niveau II de Dupias et Rey 1985.

Une cartographie de l'indicateur par région est probablement informative pour arbitrer et orienter les politiques d'aménagement du territoire et identifier des zones

vulnérables. L'indicateur pourrait permettre enfin de mettre en avant et encourager les territoires préservant un niveau élevé de territoires peu anthropisés, avec une biodiversité élevée (relativement à sa situation géographique) tout en pratiquant une activité socioéconomique notable (rapporter à nombre d'habitants, richesses produites, qualités des productions...).

F – Bibliographie des évaluateurs

André-Lamat V. & Rossi G. (2006) La biodiversité : questions de perspectives. Annales de géographie, Armand Collin 2006, 115 (651), pp.468-484.

Dupias, G., Rey P. (1985) Document pour un zonage des régions phyto-écologiques, CNRS, 39 p.

Dupouey J.L., Dambrine E., Laffite J.D., Moares C. (2002) Irreversible impact of land use on forest soils and biodiversity. Ecology, 83(11): 2978-2984.

Fortel L., Henry M., Guilbaud L., Guirao A.L., Kuhlmann M., et al. (2014) Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient. PLoS ONE 9(8): e104679. doi:10.1371/journal.pone.0104679.

Hermy M., Verheyen K. (2007) Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. Ecological Research 22(3):361-371.

Leveau Ph. (1997) Environnement et développement économique en Provence à l'époque romaine : l'apport de l'archéologie des paysages. Histoire, économie et société. 16(3):323-342.

Longcore, T. and Rich, C. (2004), Ecological light pollution. Frontiers in Ecology and the Environment, 2: 191–198.

Murphy S.J., Audino L.D., Whitacre J., Eck J.L., Wenzel J.W., Queenborough S.A., Comita L.S. Species associations structured by environment and land-use history promote beta-diversity in a temperate forest. Ecology 96(3):705-715.

Olivier J., Hendoux F., Gaudillat V. & Deshayes M., (coord.). 2010. Cadre méthodologique pour une cartographie nationale des végétations naturelles et semi-naturelles terrestres en France (2010-2018, et au delà). FCBN, MNHN-SPN, Cemagref, Ministère de l'Ecologie (MEEDDM), Paris, 171 p. http://www.fcbn.fr/sites/fcbn.fr/files/ressource_telechargeable/cartoveget_cadre_methodo_v11-05-mai2011-5.pdf.

Pelosse V. (1992) (Ré)introductions d'espèces et agriculture : de l'anthropisation à l'artificialisation In: Économie rurale. N°208-209, 1992. L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables. Session des 29 et 30 Mai 1991, organisée par Maryvonne Bodiguel (CNRS) avec la collaboration de Michel Griffon (CIRAD) et Pierre Muller (CRA-FNSP) pp. 101-104.

Proppe, D. S., Sturdy, C. B. and St. Clair, C. C. (2013), Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. Glob Change Biol, 19: 1075–1084.

Puertas, O. (1999) Premiers indices polliniques de néolithisation dans la plaine littorale de Montpellier (Hérault, France). Bulletin de la Société préhistorique française. 96(1):15-20.

Référencement

Devictor, V., Olivier, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Part du territoire métropolitain occupé par les écosystèmes peu anthropisés ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

ONB Observatoire National de la Biodiversité

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

FRB FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

PROPORTION DE MANGROVES SOUS PRESSION ANTHROPIQUE

Proportion des surfaces de mangroves et de milieux associés soumises à au moins une pression d'origine anthropique

Code indicateur
SNB-D11-13-MGV1
Évaluation FRB- i-BD² : N°46

Évaluation réalisée par
Sandrine Grouard
François Le Loc'h

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
6 septembre 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

Objectifs secondaires
C10 - Faire de la biodiversité un moteur de développement et de coopération régionale en outre-mer

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

Première évaluation

L'indicateur est en cours de construction. Sa définition est encore débattue et le calcul de la première valeur n'est pas disponible. L'évaluation souligne que la principale limite concerne les pressions prises en compte. Elle apporte des éléments de précision pour le calcul et formule quelques propositions d'amélioration.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'objectif de cet indicateur est de rendre compte du degré d'influence des activités humaines sur les mangroves en calculant la proportion de la surface de mangrove subissant une pression avérée (dépôt de gravats, artificialisation, défrichement, etc.) ou probable (proximité de bassin versant en aval de mines, etc.).

L'indicateur s'inscrit très bien dans les orientations stratégiques de la SNB B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et C « Investir dans le capital écologique », mais moins en revanche dans l'orientation D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » qui implique une action économique difficile à maîtriser et à quantifier dans le cas de cet indicateur.

L''indicateur est très pertinent pour répondre aux objectifs B4, B6, D11 et D12 qui lui sont associés. Il se révèle peu pertinent pour l'objectif C10.

L'intitulé de l'indicateur ne correspond pas à sa description, la définition est retreinte à un seul indice: « proportion des surfaces ».

En ce qui concerne la définition de l'indicateur, un évaluateur souligne que l'explication suivante est gênante : « Une augmentation du pourcentage de mangroves considérées comme soumises à au moins une pression anthropique constituerait un signal négatif a priori pour la préservation de la biodiversité qu'elles abritent, signifiant que de moins en moins de mangroves restent totalement préservées de pressions directes ». Toutes les mangroves de la Caraïbe, par exemple, sont déjà soumises à des pressions anthropiques directes. Par conséquent, il ne peut y avoir d'augmentation « du pourcentage de mangroves considérées comme soumises à au moins une pression anthropique » puisque nous sommes déjà à 100%. L'évaluation suggère de remplacer « pourcentage de mangroves » par « proportion au sein d'une mangrove ».

L'illustration correspond au message véhiculé par l'indicateur, elle montre un bord frangeant de mangrove. Une image de mangrove vue d'avion permettrait de mieux visualiser la notion de « proportion des surfaces » (et de la densité de la mangrove).

L'interprétation de la valeur pourrait être sujette à erreur car un pourcentage des surfaces ne permet pas de qualifier à lui seul le phénomène que l'on cherche apparemment à décrire ici. Il convient d'ajouter la notion de densité, de richesse et de diversité dans cette proportion. Si la mangrove conserve la même surface mais qu'elle devient monospécifique et clairsemée, cet indice de « pourcentage de surface » ne permettra pas de décrire le changement en cours. La valeur de l'indicateur serait par conséquent toujours positive quand bien même la mangrove serait profondément en régression.

Cet indicateur renseigne sur la vulnérabilité d'un écosystème à mangrove au sein d'un territoire. Les écosystèmes à mangrove sont dynamiques et répondent aux facteurs naturels et anthropiques. La surface de mangrove (dénominateur) considérée pour les calculs des indicateurs sur plusieurs années peut évoluer engendrant pour une même surface soumise aux pressions (numérateur) des évolutions de l'indicateur, en biaisant partiellement son interprétation.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Au premier abord, cet indicateur semble aisément compréhensible. Il intègre cependant la notion de pressions anthropiques. Une définition précise des pressions anthropiques considérées dans le cadre de cet indicateur est nécessaire. Si les pressions de type urbanisation semblent relativement faciles à quantifier, celles de type pollution le sont moins. L'évaluation s'interroge sur la pertinence de définir des seuils de pressions et/ou de ne prendre en compte que les pressions majeures.

Les zones considérées dans le calcul devront être clairement définies, afin de prendre en compte la dynamique naturelle de la mangrove. En effet, une zone à mangrove qui voit sa surface diminuer naturellement (érosion par exemple) influencera négativement l'indicateur. Cela permettra en outre de savoir si une zone à mangrove devenue une zone « sans mangrove » du fait de l'artificialisation du littoral (constructions par exemple) est prise en compte dans l'indicateur.

L'indicateur ne tient pas compte de la surface absolue des écosystèmes considérés, or la proportion de mangrove sous pression anthropique n'a pas la même « valeur » en termes de préservation pour un écosystème de grande taille par rapport à un écosystème de taille plus réduite.

L'indicateur présente un pourcentage de surface, qu'il conviendrait de remplacer par des indices statistiques (un pourcentage ne l'est pas) ou au moins ajouter une taille d'échantillon. Il est par ailleurs nécessaire d'expliquer la valeur par rapport à laquelle est calculé le pourcentage (surface totale du territoire, surface des masses d'eau, surface de l'île, de l'îlet, de la région, surface de la mangrove initiale en indiquant celle-ci et l'année du calcul, etc.). Il conviendrait également d'en donner un seuil critique par tranche de surface (10% de détérioration d'une mangrove de 1 km2 n'a pas les mêmes conséquences que 10% d'une mangrove de 100 km2). La qualité de la mangrove joue un rôle important, un seuil de 1% peut en effet être critique sur une mangrove déjà très impactée.

L'indicateur est pertinent pour les mangroves continentales étendues (Guyane, par exemple), il l'est moins pour des mangroves fragmentées insulaires (Caraïbes) ou riverines.

Un changement d'échelle temporelle aurait une incidence. Le pas de temps choisi doit rester court (2 ans est pertinent), car l'impact anthropique peut être très rapide sur un milieu aussi fragile. Un changement d'échelle spatiale aurait également une incidence, le pourcentage calculé peut en effet considérablement varier si l'on considère toutes les Antilles comme une région, ou si l'on considère chaque île / îlet comme référent individuel.

C – Production de l'indicateur

Selon la fiche ONB, « la méthodologie de calcul est en cours de réflexion et plusieurs pistes sont étudiées. » La principale difficulté de cette évaluation est l'absence de définition précise de l'indicateur et de sa composante principale, les pressions anthropiques.

Un pourcentage calculé sur de faibles échantillons (probabilité d'erreur de plus en plus importante), ou un référentiel différent (pourcentage de mangrove par rapport à l'île, à la surface forestière, à la surface urbaine, à un étalonnage variant, etc.) pourraient aboutir à des conclusions différentes. En effet, la probabilité d'erreur d'un pourcentage dépend de la taille de l'échantillon. Par conséquent, les échelles de territorialisation feront varier celui-ci. Il faudrait en outre incorporer des indices densité/surface ou richesse spécifique/surface par exemple. Les « pressions sur les mangroves » sont à lister de façon exhaustive.

Enfin, ces écosystèmes pouvant être dynamiques sous les effets anthropiques et naturels à des échelles de temps court, l'évaluation demande si la même zone sera considérée d'une année sur l'autre ou si le que le calcul tiendra compte des évolutions de superficie.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse est faible, mais pourrait être facilement améliorée (calcul de surfaces qui peut être effectué par prise de vue aérienne annuelle). Elle est fonction de la prise en compte des pressions anthropiques. Afin de prévenir des biais, une grille de lecture de l'état/étendue des mangroves est à créer et à utiliser de la même façon dans chaque outre-mer. La vitesse de destruction d'une mangrove est annuelle, il faut que chaque partenaire suive le même pas de temps. L'indicateur ne sera pas aussi robuste à toutes les échelles territoriales. Les mangroves sont différentes selon les territoires outre-mer (composition spécifique, densité, surfaces, etc.), selon les régions (Antilles, Guyane, Nouvelle-Calédonie, Mayotte, Polynésie, etc.) et la surface de chaque région (Guyane vs Marie Galante par exemple).
- **Précision :** L'indicateur est peu précis, mais peut l'être davantage facilement. Le calcul lui-même de l'indicateur est relativement précis, puisque c'est un pourcentage de surface, mais avec toutes les limites déjà soulignées. Les données sont issues de différents acteurs, ce qui est source possible d'imprécision. Un travail d'harmonisation entre les différents sites et acteurs est indispensable. L'indicateur est par essence local il doit donc bénéficier d'un nombre élevé d'observations. Le point critique consiste en la quantification (voire la gradation) des pressions anthropiques parfois non décelables sans une analyse fine (qualité de l'eau par exemple). La précision dans la détermination des pressions anthropiques à prendre en compte dans le calcul de cet indicateur est un point sur lequel il importe de réfléchir. L'indicateur est par ailleurs un pourcentage très dépendant de l'échelle spatio-temporelle. Il sera aussi précis quelle que soit l'échelle territoriale sauf si les jeux de données régionaux ne sont pas précisément planifiés dans le temps. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur la précision de l'indicateur.
- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur va dépendre de sa résolution spatiale, ainsi que de la prise en compte dans le calcul des pressions et de leur intensité. L'indicateur sera sensible à une réduction des surfaces. Il pourra détecter la disparition temporaire d'une mangrove riverine par exemple, qui pourrait revenir quelques années plus tard si les conditions environnementales sont rééquilibrées. Il ne permet toutefois pas de témoigner de la chute de la biomasse, de la richesse spécifique, de la densité du feuillage ou de l'âge des mancenilliers, ni de l'état et de la qualité des masses d'eaux et des sédiments. Il convient de conserver un pas de temps précis et court (1 ou 2 ans). 5 ans est une période trop longue pour pou-

voir prendre les dispositions rapides pour enrayer une dégradation qui a commencé. Une mangrove peut disparaître totalement dans ce laps de temps. L'indicateur pourra alerter de changements inhabituels si le pas de temps reste court. Il n'y a pas de risque que l'indicateur indique un changement qui n'a pas eu lieu, ni qu'il ne détecte pas un changement qui s'est vraiment produit s'il s'agit uniquement de la surface. Ce sera en revanche le cas s'il prend en compte l'aspect qualitatif. La sensibilité de l'indicateur ne sera pas la même à toutes les échelles territoriales

- **Efficacité / Fiabilité :** L'efficacité de l'indicateur est faible. La fiabilité de l'indicateur va dépendre de la résolution spatiale employée (taille de la maille). L'indicateur pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène qu'il tend à décrire si une mangrove est en expansion par exemple. Ce qui est positif si cela est du à des suppressions d'eaux polluées ou à l'enrayement de l'urbanisation, mais qui pourrait également indiquer une augmentation des masses d'eaux saumâtres (en lien avec la mangrove), de l'extension des lagunes ou autres phénomènes liés à l'augmentation des niveaux marins. Ces raisons influent également sur l'efficacité de l'indicateur en cas d'éventuel changement d'échelle territoriale ou temporelle
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, bien que la biodiversité des zones humides et des mangroves soit encore mal connue. Les liens avec le fonctionnement des écosystèmes ou les services écosystémiques sont indirects. La proportion de surface de mangroves peut indiquer des points d'inflexion (disparitions programmées de celles-ci au-delà d'un seuil minimal qui reste à définir). Ces indices peuvent être des objectifs socio-économiques (savoir-faire et exploitation de la mangrove par des populations autochtones), voire politiques. La protection et la réhabilitation sociétale de la mangrove, outre la protection des écosystèmes terrestres et des zones urbaines localisés en arrière-mangrove contre les effets cycloniques et des tsunamis, peuvent prendre une importance forte pour la définition de l'identité des populations.
- **Données** : Les données utilisées pour le calcul de l'indicateur sont issues des acteurs des territoires d'outre-mer participant au réseau d'observation des mangroves, créée et animé par le Conservatoire du Littoral dans le cadre du Pôle relais « zones humides pour l'outre-mer ». Il est cependant soumis aux aléas des productions locales des valeurs. La télé détection doit permettre de fournir des données précises de l'évolution de la surface de mangrove. Le retro-calcul sera difficile car il existe peu de données anciennes géo-référencées sur les mangroves et les pressions anthropiques. Par ailleurs, un changement d'échelle impliquerait un autre jeu de données pour établir l'évolution de l'extension/diminution des surfaces de mangroves (et leur densité et qualité). La déclinaison pour l'outre-mer doit être précisée pour pondérer les données insulaires et continentales, ainsi que riverines et marines. Enfin, il faut préciser les localisations géographiques de chaque territoire, les mangroves étant constituées d'espèces différentes et se comportant différemment selon les zones géographiques.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, le texte de la fiche ONB est bien écrit et très clair. Cet indicateur simple et synthétique est proposé pour ramener diverses données hétérogènes de pressions anthropiques à une même unité de mesure autorisant ainsi des comparaisons intersites. En cours de définition, il doit encore faire l'objet de discussion d'une part sur les zones d'étude et leur dynamique et d'autre part sur les pressions anthropiques considérées.

Sur la base de cet indicateur, à l'échelle locale, il pourrait être intéressant de quantifier les pressions (pas seulement les dénombrer) et déterminer des niveaux (seuils) de pression comme par exemple la proportion de mangrove soumise à plus de 5 pressions anthropiques.

L'évaluation souligne par ailleurs un besoin d'inventaires de biodiversité par type de mangrove / territoire. Elle propose d'intégrer les aspects de richesse et de diversité

dans l'indicateur, ainsi que des images satellites, photos aériennes, cartes IGN anciennes, cartes de chroniqueurs et récits historiques.

L'évaluation suggère de compléter cet indicateur par un indicateur d'état de la mangrove qui pourrait par exemple prendre en compte la taille des arbres, et/ou leur densité et/ou leur âge ou encore les espèces de palétuviers, les pressions n'ayant pas le même effet sur la « santé » de la mangrove (l'urbanisation n'impacte pas forcément la santé du système ce qui n'est pas le cas de certaines pollutions). D'autres indicateurs sur la densité des feuillages, la densité de racines aériennes, la taille des troncs, la qualité et l'état des sédiments et la qualité et état des masses d'eau, la composition et l'abondance de faune et flore, terrestre, aérienne et aquatiques, etc. peuvent également compléter cet indicateur. Des indices densité/surface ou richesse spécifique/surface pourraient être incorporés par exemple.

L'évaluation appelle enfin à présenter l'indicateur par territoire d'outre-mer.

Référencement

Grouard, S., Le Loc'h, F., & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Proportion de mangroves sous pression anthropique ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

PROPORTION D'ESPÈCES MÉTROPOLITAINES ÉTEINTES OU MENACÉES D'EXTINCTION DANS LES LISTES ROUGES

Proportion d'espèces en catégories éteintes ou menacées dans les listes rouges UICN-MNHN pour la France métropolitaine par rapport au nombre total d'espèces évaluées

Code indicateur
SNB-B04-12-LRM1
Évaluation FRB- i-BD² : N°47

Évaluation réalisée par
Christophe Piscart
Joan Van Baaren

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
2 septembre 2016

Objectif
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

Objectifs secondaires
D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion de connaissances

F19 - Améliorer l'expertise afin de renforcer la capacité à anticiper et à agir, en s'appuyant sur toutes les connaissances

Dernière évaluation
2013

De manière générale, l'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente analyse. Elle souligne le fait qu'un nombre important d'espèces n'a pas encore été évalué et n'est donc pas concerné par l'indicateur. Elle met également en avant le fait que le numérateur et le dénominateur permettant le calcul de la valeur peuvent changer de façon concomitante, et par conséquent ne pas refléter exactement la réalité. Elle formule enfin plusieurs propositions d'amélioration.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur s'inscrit globalement dans les orientations stratégiques B, D et F de la SNB. Il est partiellement pertinent pour l'orientation B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer ». Celle-ci vise à « *faire attention aux espèces les plus menacées comme aux espèces largement répandues* », or l'indice ne s'intéresse qu'aux espèces recensées sur la liste rouge nationale, qui sont les espèces déjà considérées comme menacées. Cet indice constate les pertes de biodiversité sans proposer de solutions, il ne permet par conséquent pas directement de préserver le vivant mais simplement d'attirer l'attention sur les groupes les plus menacés. En revanche, en classant les espèces selon leur degré de menace, il permet d'évaluer indirectement la perte de diversité génétique et donc de donner des indications sur la capacité du vivant à évoluer.

L'indicateur répond moyennement à l'orientation D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité ». Il constate la perte de la biodiversité mais n'en assure pas un usage durable. Enfin, l'indicateur répond partiellement à l'orientation F « Renforcer, partager, valoriser les connaissances », il apporte des connaissances mais n'a pas de lien avec les prises de décision portant sur les activités humaines.

L'indicateur est associé à plusieurs objectifs pour lesquels il est globalement pertinent.

Concernant l'objectif B4, l'indice permet d'avoir la connaissance des espèces qui ont le plus besoin de protection et de l'état de leur conservation génétique (une espèce mena-

cée d'extinction de manière critique sera obligatoirement en mauvais état de conservation génétique) ; il ne permet pas en soi de conserver les espèces. Pour D11, là encore, cet indice permet simplement de faire un état des lieux du degré de menace pesant sur une espèce sur le territoire métropolitain, sans maîtriser les pressions. L'objectif F18 est beaucoup plus large que ce que peut apporter l'indice. En effet, l'objectif vise à « *améliorer les connaissances sur l'état de la biodiversité et les mécanismes impliqués dans sa dynamique, sa résilience et son renouvellement* ». Enfin, concernant F19, l'indicateur permet de mettre en place une expertise sur l'état de la biodiversité sans informer sur les moyens humains utilisés pour cette expertise.

La description de l'indicateur correspond bien à l'intitulé et la phrase présentant la valeur est correcte. Un évaluateur propose de préciser : « Au 1er janvier 2014, 21% des espèces évaluées » au lieu de « 21% au 1er janvier 2014 ». La valeur correspond uniquement aux espèces évaluées et ne pas donner l'indication ici laisse penser qu'il s'agit de 21% des espèces totales, ce qui est faux.

La valeur n'est pas accompagnée d'un intervalle de confiance sur les proportions d'espèces dans les différentes catégories. Le nombre total d'espèces utilisées est donné (1608). Selon un évaluateur, il n'est pas pertinent d'adjoindre un intervalle de confiance puisque parmi les groupes évalués, 18% des espèces n'ont pas de données suffisantes pour être évaluées. Il est donc peu probable de pouvoir calculer une incertitude avec 18% de données manquantes. Par ailleurs, donner le nombre d'espèces par groupe taxonomique, pas seulement les proportions, serait intéressant.

Les illustrations correspondent bien au message véhiculé par l'indicateur. Elles donnent seulement une valeur par catégorie (« éteinte », « danger critique », etc.). L'indice est mesuré depuis 2008, avec un pas de temps de 2 à 5 ans, mais la seule valeur présentée au moment de l'évaluation est celle de janvier 2014. Le texte précise qu'il sera important de voir l'évolution de cet indice taxon par taxon dans les différentes catégories, mais aucune représentation en ce sens n'est proposée dans la fiche (ou les raisons d'une telle absence). Les illustrations correspondent donc au titre de l'indice, bien que le message qui à terme veut être développé est de savoir comment ces proportions évoluent. Il est nécessaire de développer des graphiques complémentaires comparant les données à des dates différentes. Par ailleurs, comme le nombre d'espèces étudiées varie considérablement d'un taxon à l'autre, il serait utile d'indiquer le nombre d'espèces prises en compte sur le graphique 4, en indiquant les proportions dans les différentes catégories.

La figure 3 qui représente la proportion d'espèces par catégorie et pour chaque groupe évalué est biaisée. En effet, l'échelle des ordonnées est écrasée par le grand nombre d'espèces de crustacés et cela gomme les différences entre les catégories pour les autres groupes. Il faudrait probablement passer par une échelle logarithmique pour réduire les écarts, en expliquant la transformation au lecteur non averti.

L'interprétation de la valeur peut être sujette à erreur. 6 catégories sont proposées, la catégorie « données insuffisantes » représente 18% des espèces. La valeur de l'indice donnée n'est pas parfaitement claire : lesquelles de ces 6 catégories sont prises en compte pour arriver à 21% ? Par ailleurs, pour certains groupes, le nombre d'espèces évaluées est relativement faible par rapport au nombre total d'espèces du groupe. Par exemple, chez les requins et les raies, 76% des espèces n'ont pas pu être évaluées, donc dire que 13,3% sont menacées peut se révéler faux car les 76% des espèces non évaluées pourraient être menacées ou pas. En outre, les espèces menacées sont généralement mieux évaluées que les autres, les données les concernant sont plus facilement accessibles.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Les valeurs de l'indicateur sont exprimées en pourcentage d'espèces menacées ou éteintes, il peut donc varier de 0 à 100%. Il n'y a pas de valeur seuil ou de point d'inflexion. Plus la valeur de cet indice est forte, plus il y a une forte proportion d'espèces éteintes ou menacées. La valeur de 0% ne pourra pas être atteinte puisque cet indice prend également en compte les 14 espèces éteintes.

Il n'y a pas de valeur cible, l'objectif est de réduire cette valeur au maximum ou au moins de la stabiliser. Lorsque l'indice sera disponible sur un grand pas de temps, le suivi de son évolution permettra de voir si les menaces sur les espèces diminuent ou continuent à augmenter. Une seule valeur (comme c'est le cas actuellement) ne peut pas signifier quelque chose sans élément de comparaison, par exemple avec les valeurs des années précédentes ou avec les valeurs sur d'autres espaces (autres pays, autre échelle spatiale).

L'indice repose sur des données existantes et des dires d'experts. Or, le nombre et la qualité de ces données varient très fortement en fonction des groupes taxonomiques et des régions. Il est par exemple extrêmement difficile d'avoir des données suffisantes pour les milieux marins. L'indicateur est dès lors plus ou moins pertinent en fonction des taxons considérés. Les taxons d'invertébrés sont encore très peu connus par exemple, la proportion d'espèces menacées n'est peut-être pas représentative s'il n y a que peu d'espèces sur la liste rouge.

L'échelle territoriale de l'indicateur est la France métropolitaine. Cette échelle nationale doit au minimum être conservée, elle est utile pour la mise en place de politiques de protection. L'indicateur existe à des échelles plus larges (Europe, monde), une comparaison pourrait être faite avec ce type d'indices, même si elle était fragmentaire (seulement pour certains taxons par exemple). Des échelles spatiales inférieures peuvent éventuellement être intéressantes pour certains taxons.

Les données ne peuvent être collectées que tous les 2 à 5 ans, cet intervalle de temps est long et peut entraîner des biais dans l'évaluation en sous-estimant les menaces sur la biodiversité, qui sont en perpétuelle évolution. En outre, les données ont commencé à être relevées en 2008, avec un changement de procédure en 2012, ce qui fait qu'il n'y a toujours qu'une seule valeur disponible en 2015. Si le but est de suivre l'évolution de cet indice, un pas de temps plus court serait souhaitable, bien que probablement difficile à mettre en place.

C – Production de l'indicateur

Il y a très peu d'indications sur la fiche ONB sur le calcul de la valeur. Il n'est possible de comprendre le mode de calcul qu'en lisant la dernière analyse FRB, qui indique notamment que l'évaluation des espèces est réalisée par groupe taxonomique et par territoire. L'indice est composé de 4 indicateurs subdivisés en plusieurs sous-catégories : (1) le déclin de la population, (2) la zone d'occurrence de l'espèce, (3) l'aire d'occupation de l'espèce, (4) la taille de la population. Certains indicateurs qui composent l'indice sont en partie corrélés, par exemple la zone d'occurrence et la taille de la population. L'interprétation finale du degré de menace qui pèse sur une espèce repose sur un arbre de décision basé sur ces indicateurs, puis une validation du classement issu de cet arbre de décision est effectuée par un collège d'experts.

La définition de territoire devrait être fournie. Les données brutes utilisées sont quant à elles à peine mentionnées. Pour les taxons pris en compte, on comprend que ce sont ceux pour lesquels il y a assez de données, mais on ne sait pas pourquoi des données sont disponibles sur ces seuls taxons. Le texte reste très vague et aucune bibliographie n'est citée.

La méthode de mesure est validée au niveau mondial, il n'existe pas de modes de calcul alternatifs.

Les espèces présentes sur un territoire donné ne sont pas réparties de façon homogène mais de façon agrégées par patch en fonction des habitats où elles vivent. Il est donc difficile d'agréger des données locales pour faire des calculs régionaux. Les données doivent être recalculées à chaque échelle et ne peuvent donc pas être agrégées/désagrégées pour être recalculées. Un changement d'échelle territoriale implique de changer de liste des espèces, puisqu'il y a une liste rouge mondiale et des listes rouges nationales. Parmi les points de comparaison, ce ne seront donc plus forcément les mêmes espèces qui seront prises en compte. Ce problème est signalé dans la fiche de l'indicateur : « *Il faut noter ici qu'il s'agit de la liste rouge nationale : l'espèce peut être*

présente dans d'autres pays sans y être menacée ni menacée à l'échelle mondiale. A l'inverse, une espèce mondialement menacée peut ne pas l'être en France et donc ne pas figurer sur la liste rouge nationale. ».

D – Analyse de l'indicateur

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente analyse de l'indicateur.

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est variable. Elle est bonne pour les groupes taxonomiques pour lesquels la quasi-totalité ou la totalité des espèces a pu être évaluée. En revanche, elle est faible lorsque le nombre d'espèces évaluées est réduit. Les biais possibles sont signalés sur la fiche ONB, à savoir le fait que les listes rouges ne sont pas les mêmes partout et ne sont pas fiables pour tous les taxons, et le manque de connaissances et des données quasi inexistantes pour un grand nombre de taxons (par exemple les arthropodes). Pour contrôler ces biais, il serait dès lors utile d'augmenter le niveau de connaissances sur les taxons non pris en compte. En outre, le fait que l'évaluation des espèces soit basée sur un travail validé collégialement réduit fortement le risque d'erreur. L'évaluation des espèces doit en outre être renouvelée régulièrement en fonction des nouvelles données disponibles. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'affecterait pas la robustesse de l'indicateur. Les menaces sur les espèces sont des processus dynamiques mais le passage d'une catégorie « préoccupation mineure » ou « quasi menacée » à une catégorie « vulnérable » nécessiterait un profond changement des pressions qui reste peu probable sur une échelle de 5 ans. Les changements à cette échelle de temps pourraient concerner le passage d'une catégorie « vulnérable » à « menacée » ou « en danger » mais toutes ces catégories sont fusionnées dans cet indice, cela ne devrait donc pas changer profondément les valeurs. L'indicateur est aussi robuste quelle que soit l'échelle territoriale car la méthode a été développée et validée au niveau mondial. La robustesse de l'indice dépend des données disponibles, au niveau de l'outre-mer les données sont moins nombreuses et la diversité est pourtant souvent bien supérieure à celle de la métropole. L'indice est donc probablement moins performant pour l'outre-mer.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est variable, car liée aux groupes taxonomiques étudiés. Pour certains groupes, elle est très bonne mais lorsque peu d'espèces ont pu être évaluées, la précision est très moyenne, voire faible. Les imprécisions viennent du manque de connaissances pour certains taxons. Le niveau de précision est suffisant pour tracer les variations du phénomène concernant les espèces évaluées. L'évolution de l'indice pourrait être liée à l'évolution de nos connaissances plutôt qu'à l'évolution du degré de menace qu'il est censé refléter. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données pourrait avoir une incidence sur la précision car le classement des menaces repose sur une évolution de la taille des populations. Si le délai est trop court, ce critère ne pourra pas être pris en compte et l'espèce ne pourrait pas être évaluée. Une mise à jour régulière et plus fréquente des espèces pour lesquelles les données disponibles étaient insuffisantes est nécessaire, mais la révision du statut des espèces déjà évaluées ne doit pas être quant à elle trop fréquente. L'indicateur n'est pas aussi précis à toutes les échelles territoriales car le nombre et la présence des espèces et la quantité d'informations disponibles varient fortement. Une échelle spatiale trop faible pourrait entraîner des biais importants car les données disponibles seraient trop insuffisantes. Comme signalé dans la précédente analyse, la précision peut diminuer à des échelles infra-nationales, mais semble applicable au moins pour certains taxons.
- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est satisfaisante pour mesurer le phénomène. Le plus petit changement détectable est extrêmement faible si on considère le nombre important d'espèces évaluées (1608), une seule espèce peut faire varier le pourcentage de +/- 0,0006% et plus le nombre d'espèces évaluées sera

important et plus cette précision augmentera. Cette précision théorique est bien supérieure à la précision « réelle » que l'on peut lui accorder, qui est probablement de l'ordre du pourcentage, voire plus. Elle est donc plus importante que nécessaire. Le fait que l'indice ne soit pas très sensible à un faible nombre d'espèces est une bonne chose, des erreurs sur quelques espèces n'engendreraient pas forcément d'erreur d'interprétation, l'effet de ces espèces mal évaluées serait dilué dans la masse des données. Le changement maximal est de 100% mais cela n'est que théorique. L'évaluation n'a concerné qu'un faible nombre de groupes taxonomiques et un faible nombre d'espèces, on peut imaginer que l'évaluation d'un grand nombre d'espèces, notamment chez des groupes très diversifiés tels que les insectes, qui concentrent à eux seul 10 fois plus d'espèces que l'ensemble des espèces évaluées jusqu'à présent, pourrait très fortement modifier les valeurs de l'indice. L'échelle temporelle repose sur un pas de temps de 5 ans. Elle ne permet pas de prendre en compte un changement brusque et extrême, et cela n'est pas forcément souhaitable. Une espèce pourrait en effet changer temporairement de statut pour une saison donnée (par exemple crash de population lié à un événement climatique extrême, suivi d'une croissance les années suivantes permettant de rétablir le niveau de départ). En outre, les changements brefs ne pourraient avoir d'importance réelle que pour les espèces « en danger » ou « en danger critique » en les faisant passer dans la catégorie « éteinte ». L'indicateur n'a pas vocation à mettre l'accent sur des changements inhabituels, il permet avant tout de mettre en évidence des tendances à moyen et long termes. L'indicateur pourrait indiquer un changement qui n'a pas eu lieu en ajoutant régulièrement des groupes taxonomiques nouvellement évalués, ce qui peut fortement affecter les valeurs de l'indice. Les changements doivent donc être vérifiés pour chaque groupe taxonomique, et pas uniquement en se basant sur la valeur totale de l'indice. C'est sans doute pour cela que sont fournies, en plus du pourcentage total d'espèces menacées ou éteintes, les données pour chaque groupe taxonomique. L'indicateur pourrait ne pas montrer un changement qui s'est vraiment produit. La sensibilité de l'indice étant très faible, il se peut que la disparition de quelques espèces ne se reflète pas à l'échelle de l'indice. Toutefois, cette disparition serait visible à l'échelle du groupe taxonomique, ce qui limite le risque. Par ailleurs, cet indicateur ne permet pas de faire la différence entre une situation stable (pour laquelle aucune espèce n'a changé de catégorie entre deux mesures) et une situation où plusieurs espèces ont changé de catégorie, certaines vers le mieux et d'autres vers une menace plus forte. De même, une augmentation par exemple de 1% d'espèces en danger critique ne permettra pas de différencier une situation où certaines espèces qui étaient précédemment en danger critique ont pu être rétablies et d'autres un peu plus nombreuses sont entrées dans cette catégorie d'une situation où seules de nouvelles espèces sont entrées dans cette catégorie. De ce fait, l'impact des politiques de conservation ne peut pas être mesuré. De plus, si l'on conserve uniquement les proportions, l'indice sera encore plus vague car une même proportion peut être obtenue avec des nombres différents d'espèces. C'est pourquoi il est indispensable de conserver les représentations actuelles, à la fois en nombre ET en proportion d'espèces dans les différents taxons et les différentes catégories. L'indicateur ne sera pas aussi précis à toutes les échelles territoriales, le nombre et la présence des espèces et la quantité d'information disponible varient fortement en fonction de l'échelle considérée. Un évaluateur souligne que quelle que soit l'échelle territoriale, il est néanmoins possible de prendre en compte les données espèce par espèce.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est moyennement fiable. L'évaluation rappelle que tout indicateur qui est un quotient dont à la fois le numérateur et le dénominateur peuvent varier a des problèmes de fiabilité. Ici, le nombre d'espèces au dénominateur peut varier car le nombre d'espèces sur la liste rouge est régulièrement réactualisé. De même, le nombre d'espèces au numérateur peut également varier, les espèces pouvant passer d'une catégorie à l'autre, voire sortir de la liste rouge si elles retrouvent un état de conservation favorable. Par ailleurs, l'ajout de nouvelles espèces évaluées dans le calcul de l'indicateur introduira une rupture

importante et devrait être prise en compte à travers un autre indice. En outre, cet indice ne prend en compte que les espèces pour lesquelles suffisamment de données sont disponibles, et le nombre d'espèces non prises en compte n'est pas précisé. L'indicateur peut varier dans un autre sens que le phénomène qu'il décrit, l'ajout de nouvelles espèces non évaluées peut modifier à la hausse ou à la baisse les valeurs de l'indice sans pour autant que le degré de menace estimé ait changé. Cela peut entraîner des difficultés puisqu'il est prévu que l'indice soit utilisé pour observer la tendance. Or, si dans un intervalle de 5 ans, il y a davantage d'espèces prises en compte dans la liste rouge et/ou que des espèces changent de catégorie, la valeur de l'indice aura changé mais sera difficilement comparable à la précédente. Par exemple, si l'on avait 1000 espèces sur la liste rouge et 200 éteintes ou menacées en 2014, et qu'en 2019 l'on a 2000 espèces sur la liste rouge et 250 espèces éteintes ou menacées, le taux sera passé de 20% à 12,5% alors qu'il y aura plus d'espèces menacées qu'auparavant. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'effet sur la fiabilité de l'indicateur mais plus l'intervalle de temps sera grand et plus on aura l'occasion d'avoir de nouvelles espèces évaluées, pouvant modifier les valeurs de l'indice. Comme pour les autres points, la fiabilité de l'indicateur ne sera pas la même à toutes les échelles. Une échelle spatiale trop faible pourrait entrainer des biais importants.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indice comptabilise le nombre d'espèces éteintes et en voie de disparition et prend en compte le degré de menace, il est donc directement lié à la biodiversité. Il est possible que les espèces menacées ou éteintes puissent avoir un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes. Plus le taux d'espèces éteintes ou en danger augmente, moins les écosystèmes pourront fonctionner. Ce lien n'est cependant pas systématique et la disparition de certaines espèces n'aura pas forcément de conséquences « visibles » ou « mesurables » sur le fonctionnement des écosystèmes. L'indicateur a également un lien indirect avec les services écosystémiques : plus le taux d'espèces éteintes ou en danger augmente, moins les services écosystémiques liés aux espèces disparues ou raréfiées pourront se réaliser. De plus, les espèces menacées sont souvent des espèces emblématiques, ayant potentiellement une forte valeur patrimoniale, en lien notamment avec les services culturels. Il n'y a pas de valeur seuil ou remarquable, chaque pourcentage gagné est important d'un point de vue politique, économique, écologique ou philosophique. Il n'y a pas de point d'inflexion particulier : lorsque plusieurs valeurs de l'indice seront disponibles, il sera possible de suivre la tendance de la courbe. Si la valeur diminue, cela montrera que les politiques prises en faveur de la protection de la biodiversité sont efficaces, sinon qu'elles sont insuffisantes par rapport à l'augmentation des menaces. Il sera probablement nécessaire de réaliser une courbe d'évolution taxon par taxon car l'indice global pourra être composé d'une augmentation chez certains taxons et d'une diminution chez d'autres. Cet indice reste cependant très général. Sur plusieurs centaines d'espèces d'oiseaux examinées par exemple, la baisse ou la hausse de la valeur de l'indice n'empêcheront pas que des mesures de protection aient été efficaces pour certaines espèces, qui sortiront de la liste rouge, mais que d'autres espèces y entrent encore, réduisant ou masquant l'impact positif de certaines mesures. Cet indice ne précise pas non plus le type de menaces existant pour chaque taxon, il ne permet donc pas de donner des pistes d'action ni de vérifier si les actions sont efficaces. L'indicateur pourrait être complété par des indices plus précis, portant par exemple sur la proportion d'espèces dans un taxon donné qui changent de catégorie. En outre, si l'on souhaite vraiment évaluer l'impact des actions de l'homme sur la protection de ces espèces, il faudrait un indice ne visant que les espèces pour lesquelles une action spécifique a été mise en place.
- **Données** : Il y a beaucoup trop peu d'éléments donnés dans la fiche, les données paraissent toutefois suffisamment explicites pour être interprétées. Un changement d'échelle nécessiterait un nouveau jeu de données si de nouveaux groupes

taxonomiques font l'objet d'une évaluation. Ceux-ci doivent impérativement être présentés indépendamment car la valeur totale « tout groupe confondu » peut fortement être biaisée par cet ajout de données. Un changement d'échelle spatiale et temporelle peut se révéler risqué car il risque de multiplier la proportion d'espèces non évaluées pour cause de données insuffisantes, ce qui aurait pour effet d'augmenter fortement l'incertitude autour des valeurs de l'indice.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, l'indice global, tous taxons confondus, n'est pas pertinent. L'indice taxon par taxon peut l'être mais le nombre d'espèces évaluées pouvant se modifier, tant en entrées sur les listes rouges qu'en sorties, les conclusions à en tirer resteront très générales (la proportion globale augmente ou diminue). Elles pourraient masquer éventuellement des phénomènes particuliers (par exemple, la conservation d'une même proportion pour un taxon donné peut soit résulter d'une situation n'ayant pas évolué, soit d'un grand nombre d'entrées et de sorties, ce qui du point de vue de la biodiversité n'est pas exactement la même chose).

Sur la fiche ONB, les avantages et les limites telles qu'elles sont exposées sont convenables. La principale limite réside dans le fait qu'à la fois le numérateur et le dénominateur puissent varier. Parmi les avantages, la fiche ONB indique que « Cet indicateur permet de visualiser directement les espèces les plus menacées ». Un évaluateur soulève qu'on ne visualise ici qu'une proportion, elle ne permet pas de connaître nommément les espèces menacées (les données brutes peuvent donner des éléments). L'évaluation suggère en outre d'ajouter à l'indicateur la liste des espèces dans les différentes catégories. Selon la fiche ONB, l'indicateur est « aisément appropriable par le public ». La proportion brute (21% d'espèces éteintes ou menacées) est effectivement appropriable par le grand public mais ne suffit pas en soi. L'absence de suivi de l'évolution de cette proportion (ou comparaison avec cette même proportion dans d'autres pays) rend le message difficile : est-ce peu, beaucoup, catastrophique ?

La méthodologie employée fait consensus à l'échelle mondiale et sa robustesse a été déterminée à plusieurs reprises. Une amélioration consisterait en l'ajout de nouveaux groupes taxonomiques non encore évalués. Il serait de plus très intéressant de comparer les valeurs à d'autres pays, au niveau européen ou mondial. Il faudrait mettre en place l'évolution de cet indice dans le temps et le modifier pour qu'il soit comparable.

Les évaluateurs suggèrent de favoriser la mise à jour régulière des données sur les groupes d'espèces déjà évalués. Et de renforcer l'évaluation des espèces à l'outre-mer, ces territoires hébergent la plus grande part de la biodiversité en France.

Ils proposent également de développer un indice qui permettrait d'évaluer si une action de protection sur une espèce ou un taxon a un effet favorable. Cela permettrait à cette espèce de changer de catégorie allant vers un degré de menace moins important. Il faudrait que l'indice puisse réellement évaluer le nombre d'espèces changeant de catégorie, sans perturbation par l'introduction de nouvelles espèces au dénominateur et au numérateur.

Une seule remarque faite par l'évaluation précédente, demandant de préciser le biais d'hétérogénéité des listes, a été prise en compte. Les autres, notamment celles demandant de fournir une liste des espèces les plus menacées en annexe ou de fournir l'indice au niveau mondial pour replacer la France dans un contexte plus global, n'ont malheureusement pas été prises en compte. Il serait en outre utile de davantage détailler dans la présentation la procédure de classement dans les catégories prises en compte. Les listes rouges nationales sont une déclinaison au niveau national du processus d'élaboration des listes rouges par l'UICN au niveau mondial ; l'articulation entre ces deux listes serait également à préciser sur le site de l'ONB.

F - Bibliographie des évaluateurs

Helfman, Gene S. National ""versus"" global red lists of imperiled fishes: why the discord? ENVIRONMENTAL BIOLOGY OF FISHES Volume: 96 Issue: 10-11 Special Issue: SI Pages: 1159-1168 Published: NOV 2013.

Juslen, Aino; Hyvarinen, Esko; Virtanen, Laura K. Application of the Red-List Index at a National Level for Multiple Species Groups. CONSERVATION BIOLOGY Volume: 27 Issue: 2 Pages: 398-406 Published: APR 2013.

Nascimbene, J.; Nimis, P. L.; Ravera, S. Evaluating the conservation status of epiphytic lichens of Italy: A red list. PLANT BIOSYSTEMS Volume: 147 Issue: 4 Pages: 898-904 Published: DEC 1 2013.

Moreno Saiz, Juan Carlos; Dominguez Lozano, Felipe; Marrero Gomez, Manuel; et al. Application of the Red List Index for conservation assessment of Spanish vascular plants. CONSERVATION BIOLOGY Volume: 29 Issue: 3 Pages: 910-919 Published: JUN 2015.

Paudel, Prakash Kumar; Heinen, Joel T. Think globally, act locally: On the status of the threatened fauna in the Central Himalaya of Nepal. GEOFORUM Volume: 64 Pages: 192-195 Published: AUG 2015.

Rezac, Milan; Kurka, Antonin; Ruzicka, Vlastimil; et al. Red List of Czech spiders: 3rd edition, adjusted according to evidence-based national conservation priorities. BIOLOGIA Volume: 70 Issue: 5 Pages: 645-666 Published: MAY 2015

Référencement

Piscart, C., Van Baaren, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Proportion d'espèces métropolitaines éteintes ou menacées d'extinction dans les listes rouges ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

PROPORTION D'ESPÈCES ULTRAMARINES ÉTEINTES OU À PROTÉGER DANS LES LISTES ROUGES

Proportion d'espèces en catégories éteintes ou menacées dans les listes rouges UICN (évaluations internationales) pour les territoires de la France ultramarine par rapport au nombre total d'espèces évaluées

Code indicateur
SNB-B04-12-LRM2
Évaluation FRB- i-BD² : N°48

Évaluation réalisée par
Philippe Feldmann
Dominique Ponton

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
22 juillet 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectif
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

Objectifs secondaires
D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

F18 - Développer la recherche, organiser et pérenniser la production, l'analyse, le partage et la diffusion de connaissances

F19 - Améliorer l'expertise afin de renforcer la capacité à anticiper et à agir, en s'appuyant sur toutes les connaissancess

Première évaluation

L'évaluation souligne que l'indicateur dépend des données disponibles pour les espèces figurant dans les listes rouges. Elle propose en outre de décliner l'indicateur par territoire outre-mer et groupes d'espèces, et de séparer les espèces éteintes des espèces menacées.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur s'inscrit dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer», D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » et F « Renforcer, partager, valoriser les connaissances ». Un évaluateur souligne que concernant les espèces éteintes, il peut toutefois apparaître difficile de voir comment l'indicateur peut réellement servir à l'orientation B.

L'indicateur répond aux objectifs auxquels il est associé, à savoir B4, D11, F18 et F19. Il permet de faire un état des risques d'extinction, mais uniquement pour les espèces évaluées. C'est un indicateur de résultats par son évolution, sous réserve que les listes soient représentatives de la diversité présente. La même remarque est formulée concernant les espèces éteintes ; il conviendrait de ne pas les mettre dans la même catégorie que les espèces menacées.

La description de l'indicateur correspond à son intitulé. Le texte « *Proportion d'espèces […] par rapport au nombre total d'espèces évaluées* » n'est pas correct, car une proportion est un rapport. Il faut donc modifier en « *Nombre d'espèces […] par rapport au nombre total d'espèces évaluées* » ou encore « *Proportion d'espèces […] basé sur le nombre total d'espèces évaluées* ».

La valeur est correcte mais ne suffit pas. Il faudrait a minima indiquer la proportion la plus faible et la plus élevée par territoire, en séparant plantes et animaux pour plus de pertinence. Il y a une approximation dans le texte sous-jacent qui n'indique que les espèces CR et EN et pas les VU alors qu'il s'agit d'une catégorie de menace selon les règles des listes rouges.

Aucun intervalle de confiance n'accompagne la valeur de l'indicateur. Ce dernier est

basé sur un grand nombre d'espèces, l'indication d'échantillon permettrait de suivre indirectement l'état d'avancement du développement des listes rouges très hétérogènes et plus ou moins avancé.

Les illustrations correspondent au message véhiculé par l'indicateur. Le camembert est particulièrement approprié car il donne une idée du rapport par rapport à la taille de l'échantillon et de la présence d'espèces non évaluées ou dont les données manquent (donc classées DD ou « data deficient »). Les histogrammes sont utiles pour prendre en compte les différents groupes et ne doivent pas être séparés pour avoir un aperçu de l'échantillon analysé. Il manque un histogramme permettant de faire un lien avec les espèces des différents groupes. Par exemple, comme indiqué dans la légende pour les groupes non évalués complètement, les plantes des Antilles évaluées au niveau mondial sont (très) peu nombreuses par rapport à la diversité présente, avec un biais vers les espèces susceptibles d'être menacées. L'échantillonnage analysé n'est donc pas représentatif. Chez les oiseaux, la totalité des espèces a été évaluée. Ce groupe est le seul qui permettrait une comparaison non biaisée entre zones géographiques, une présentation à part pourrait être pertinente.

Les illustrations peuvent présenter un biais de visualisation. La zone verte du camembert est immense et laisse penser que la situation est satisfaisante. Ce graphique vise à rassurer, pas alerter. Par ailleurs, il est probable que les derniers histogrammes comparant plantes et animaux, et semblant contradictoires (entre effectifs et pourcentages), entraînent un biais car il y a un plus grand nombre et/ou proportion d'espèces évaluées chez les animaux que chez les plantes. Si ces graphes deviendront plus pertinents avec l'avancement de l'effort d'évaluation, ils sont aujourd'hui gênants.

L'interprétation de « l'évolution » de l'indicateur peut être sujette à erreur en raison de l'état d'avancement et de la proportion d'espèces évaluées par groupe. Pour les plantes, on peut s'attendre dans certaines régions à une diminution du pourcentage des espèces menacées uniquement due à l'évaluation de nouvelles espèces.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

La définition est claire et montre qu'il s'agit d'un indicateur d'évolution permettant de suivre le niveau de menace pesant sur les espèces. Il est indiqué que l'indicateur est décliné par groupe taxonomique mais dans les documents présentés cela reste très grossier entre plantes et animaux. La liste des groupes taxonomiques étudiés accompagnée d'une information sur l'échantillon évalué (proportion des espèces connues évaluées) serait utile, afin d'expliciter la « qualité » globale de l'indicateur et de permettre d'identifier des biais potentiels. Pour les espèces éteintes, il ne s'agit pas d'un indicateur de menace.

Il n'y a pas de valeur cible, mais plutôt un objectif de diminution. Si l'on considère que l'objectif idéal est l'absence de menaces, la valeur à atteindre sera 0.

Cet indicateur est globalement pertinent mais certaines de ses composantes pourraient l'être moins que d'autres en raison de leur fragilité. Par exemple, les écosystèmes d'altitude, plus exposés à l'impact des changements climatiques, permettraient de détecter plus rapidement des variations puisqu'étant de plus grande ampleur.

L'échelle temporelle et spatiale de restitution de l'indicateur est appropriée. La consolidation entre tous les territoires d'outre-mer apporte une vision globale des enjeux et de leur évolution (essentiellement par rapport à la métropole ou d'autres régions du monde), mais masque et homogénéise les particularités locales. L'échelle aura un impact, sachant que l'on utilise uniquement les listes rouges mondiales, donc d'espèces menacées au niveau mondial qui sont donc mécaniquement moins nombreuses qu'au niveau local. Les petites îles, surtout si elles ont peu d'espèces endémiques/spécifiques, seront moins adaptées au suivi de l'évolution de cet indicateur. Le regroupement de certaines zones géographiques n'est pas très pertinent vu la diversité de situations (Atlantique par exemple).

Un éventuel changement d'échelle ne changerait pas la pertinence de l'indicateur, en dehors du bémol déjà mentionné ci-dessus (une diminution du pourcentage d'espèces mondialement menacées non endémiques pour les plus petites superficies).

Un facteur important pouvant changer au cours du temps la relation entre l'indicateur et le phénomène décrit est la prise en compte détaillée des groupes encore peu évalués.

Les évolutions de l'indicateur pourraient être fortement influencées. Techniquement, il faudrait pouvoir ne comparer l'évolution au cours du temps qu'à partir d'un même échantillon. Cela présente l'inconvénient d'avoir un échantillon non représentatif dans certains cas. Par ailleurs, agréger des endroits « à problème » avec d'autres endroits risque de faire disparaître les problèmes.

C – Production de l'indicateur

L'origine et la description des données sont globalement correctes mais pourraient être précisées. Les listes rouges mondiales et nationales ne sont pas tout à fait au même niveau, la liste mondiale passant par un processus de validation officielle par l'UICN et ses commissions d'experts, alors que les listes rouges régionales (la nationale en est une déclinaison) sont une démarche volontaire où il est recommandé de suivre des lignes directrices. Il n'est pas tout à fait exact de dire que les résultats développés montrent la responsabilité de la France au niveau international. Cet indicateur le permet partiellement mais peut parfois utiliser des données très incomplètes. En effet, selon la proportion des espèces présentes sur le territoire national (dans certains cas marginale, voire anecdotique), la responsabilité n'est pas la même que pour des espèces où l'essentiel des populations est en France (endémiques, subendémiques). L'indicateur semble plutôt indiquer le niveau des espèces menacées en France (outre-mer) pour les comparer à d'autres pays.

La manière dont est calculée la valeur de l'indicateur est claire. Une présentation plus détaillée des groupes concernés (pas seulement animaux/végétaux) serait intéressante.

Il est probable, mais les tableaux présentés ne fournissent pas l'information, qu'il y ait redondance pour les COM qui partagent des espèces communes (par exemple pour les quatre COM indiquées des Petites Antilles et la Guyane, la redondance peut être de plus de 80% de certains groupes). L'extraction telle quelle du site de l'UICN des différents statuts par localisation géographique aboutit donc à une surestimation du nombre des espèces menacées pour ces zones, surestimation qui n'est que partiellement corrigée par l'utilisation d'un pourcentage (la même difficulté existe pour les listes rouges nationales établies pour l'outre-mer). En ce qui concerne les données sources (catégories de la liste rouge de l'UICN), le principe devrait permettre d'aboutir à des modalités d'applications homogènes quelques soient les conditions ce qui en fait un indicateur très intéressant. La formulation du paragraphe méthodologie de construction est maladroite (limiter l'impact des critères non applicables par manque de connaissance) et devrait reprendre les explications fournies par l'UICN de manière plus précise.

Un évaluateur indique que l'UICN conseille désormais de présenter les pourcentages d'espèces menacées avec deux chiffres, l'un prenant compte les DD, l'autre non. Ce critère, selon l'UICN, doit être considéré comme étant un critère de menace potentielle, le manque d'information ne devant pas préjuger de l'absence de menaces. En cas de proportion importante d'espèces DD (les différents groupes sont très variables mais généralement le nombre de DD est supérieur au cumul des EX, CR et EN), cela peut avoir un impact considérable sur le calcul de l'indicateur. Une préconisation permettant de limiter ce biais pourrait être de ne pas prendre en compte les DD dans le calcul pour le dénominateur (nombre total d'espèces évaluées) et éviter ainsi de considérer des chiffres portant sur des informations d'origine trop différentes.

Il n'y a pas de pondération autre que de niveau d'évaluation des groupes d'espèces pour les listes rouges. On pourrait présenter séparément les groupes selon qu'ils aient une pondération par défaut (taux d'évaluation des groupes faible) ou pas (toutes les espèces ou la majorité évaluées).

Le calcul de l'indicateur est simple quelle que soit l'échelle. C'est la qualité et la robustesse des données d'origine qui peuvent avoir un impact. Un effet de la taille des territoires concernés est à attendre (voir plus haut) car la variance du numérateur (nombre d'espèces menacées) va augmenter avec la diminution de la surface considérée.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** Cet indicateur pourrait être très robuste en se concentrant sur les groupes évalués de manière importante et réévalués régulièrement au niveau mondial (par exemple les oiseaux). L'apport actuel d'autres groupes ou régions partiellement évalués dégrade sa robustesse. Le biais principal vient de la source des données, avec un échantillonnage non aléatoire des espèces évaluées pour certains groupes (peu d'espèces de plantes pour les Antilles, probablement ciblées vers les plus menacées) ou d'un effort particulier pour d'autres (effort historique particulier pour les oiseaux ou le territoire de la Nouvelle-Calédonie). On peut aussi avoir des évaluations anciennes qui appliquent d'autres critères ce qui peut aboutir à une nouvelle catégorie de liste rouge pour des raisons non biologiques mais techniques (plantes aux Antilles). L'évaluation suggère d'améliorer la qualité des données sources, d'utiliser en priorité les groupes pour lesquels une proportion significative des espèces a pu être évaluée (50 % ?) ou pour lesquels on sait que les espèces ont été choisies de manière aléatoire. Elle recommande également de ne comparer des données que si leur qualité le permet (ne pas utiliser certaines évaluations anciennes). Dans certains cas, cela peut passer par une réévaluation de la liste rouge. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données pourrait avoir un effet sur la robustesse de l'indicateur, si cela modifie la disponibilité des informations nécessaires pour les évaluations en liste rouge. Un changement d'échelle peut également avoir une incidence, en particulier lorsqu'il y a de faibles effectifs et de petites surfaces, ce qui augmente la variance.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est bonne. L'imprécision est essentiellement liée à l'agglomération de données de précision différente. Elle peut être contrôlée en séparant l'analyse par groupe/région, en distinguant ainsi des indicateurs locaux ou groupes précis de ceux qui le sont moins. Il serait de plus préférable de séparer l'analyse par outre-mer ou groupe de territoires ultra-marins (Antilles françaises par exemple) pour bien retracer le phénomène que l'indicateur décrit. Toutefois il faudrait tenir compte de la fréquence de réévaluation des listes rouges (en continu +/- annuel pour les oiseaux, très aléatoires pour d'autres groupes). L'indicateur n'est pas aussi précis à toutes les échelles territoriales. Les facteurs de variabilité résultent de la taille de l'échantillon analysé (pour la liste rouge) et de la connaissance de ce groupe. La précision s'améliorera donc avec une bonne connaissance des listes rouges. En attendant, il est préférable de ne travailler qu'avec les groupes et zones les mieux connus et de présenter de manière séparée les éléments des résultats.
- **Sensibilité :** L'indicateur est moyennement sensible. Chaque variation de catégorie et/ou de nouvelle évaluation peut en théorie être détectée même si elle est diluée par le calcul en proportion. Comme il s'agit d'un pourcentage, il peut théoriquement progresser jusqu'à n'avoir plus que des espèces menacées ou éteintes. Le principe de la liste rouge est d'avoir une évaluation mise à jour à intervalles réguliers. Toutefois, cela nécessite des moyens et des connaissances spécifiques qui ne sont pas toujours disponibles. En dehors de quelques groupes régulièrement suivis (oiseaux), le pas de temps retenu ne permettra pas de détecter des événements brefs et extrêmes (certains critères nécessitant un suivi sur plusieurs générations). Les données utilisées proviennent d'analyses externes (listes rouges internationales) qui peuvent être à l'origine d'erreurs. Il faudrait peut-être préciser les critères de prise en compte de certains groupes, en fonction de l'état des connaissances et des listes rouges. L'indicateur est peu à même de voir des changements inhabituels sauf s'ils sont d'amplitude élevée. Cela nécessiterait de travailler uniquement sur des échantillons similaires (c'est-à-dire de ne pas prendre en compte les évaluations d'espèces nouvelles depuis la dernière échéance). Il y a par ailleurs un risque que l'indicateur montre un changement qui ne s'est pas produit car il est impacté par l'état d'avancement des listes rouges. Les évaluations précédant la publication des lignes directrices (2001) ont utilisé des critères parfois différents. On risque dans ce cas confondre l'évaluation de l'évolution des menaces avec celle de la méthode. L'indicateur peut ne pas montrer un changement qui a eu lieu pour les mêmes raisons. Il ne sera pas aussi sensible à toutes les échelles territoriales. La connaissance est moins élevée dans les milieux tropicaux hyperdiversifiés. En outre, les listes rouges ne peuvent s'appliquer de la même manière aux niveaux global et régional. Comme cet indicateur n'utilise que la liste mondiale, il n'est pas pertinent de l'utiliser à une échelle trop faible où il serait réactif de manière plus aléatoire.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est plutôt fiable. Il pourrait néanmoins ne pas varier dans le sens du phénomène décrit, il dépend du nombre d'espèces évaluées qui peut changer et des listes rouges mondiales. La disponibilité d'évaluation liste rouge pour des espèces nouvellement évaluées n'a pas de lien a priori avec l'évolution des menaces pour un groupe, ou un territoire donné. Des applications variables suivant les groupes, les régions ou au cours du temps peuvent avoir une influence. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes pourrait avoir une incidence sur la fiabilité de l'indicateur, cela dépend de la fréquence de la mise à jour des listes mondiales. Il n'y a pas de règle générale car l'approche peut être différente selon les échelles, les groupes, etc. Comme pour la sensibilité, la fiabilité ne serait pas la même selon l'échelle territoriale, en termes de connaissances disponibles et il est possible qu'aux faibles échelles, les faibles effectifs peuvent aboutir à des variations aléatoires n'ayant pas de réalité statistique.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur est directement lié à la biodiversité, il permet d'estimer l'évolution des risques d'extinction des espèces. Il n'y a pas de valeur fonctionnelle associée aux espèces disparues ou en danger. Une diminution peut indiquer une dégradation globale de l'état, et donc du fonctionnement des écosystèmes sans préjuger de l'origine. Il n'y a pas de valeur patrimoniale associée aux espèces disparues ou en danger. On peut considérer que certains services culturels et économiques (écotourisme) peuvent être influencés par un état « perçu » de mauvaise qualité ou de dégradation. L'indicateur poursuit des objectifs politiques, philosophiques, biologiques et économiques. Une information sur la réussite ou non ou l'impact des politiques en matière de conservation serait intéressante.
- **Données** : Les données sources permettant de calculer l'indicateur sont d'origine externe. Cela ne devrait pas signifier qu'il n'y ait pas d'intervention pour contribuer à les améliorer. Ainsi, l'établissement des listes rouges nationales (régionale pour les COM) aboutit à des propositions permettant de réévaluer les LR mondiales ou, assez souvent dans certains groupes, de proposer une évaluation mondiale. Ceci peut être fait sans délai pour toutes les espèces endémiques. Il est préférable d'avoir un jeu de données le plus large possible. Un changement d'échelle territoriale ne doit pas aboutir à agréger dans le même indicateur des données trop discordantes ou aboutir à des redondances pour les espèces présentes dans plusieurs territoires outre-mer, ce qui est le cas actuellement. Les territoires doivent être considérés séparément (comme pour tous les autres indicateurs). Agréger des territoires « sans problème » va en outre masquer les territoires « à problème ». Le fait de présenter des indicateurs séparément permet indirectement de ne pas « additionner » les éventuels biais. Néanmoins, on peut s'attendre à ce que l'historique de l'établissement de ces données (LR mondiale) ait conduit à des niveaux de qualités variables de l'évaluation au cours du temps, ou pour les groupes ou selon les régions concernées.

E - Propositions d'amélioration

Un indicateur basé sur des éléments largement connus, ici la liste rouge de l'UICN, est facilement accessible et compréhensible. Il se base sur une méthodologie éprouvée permettant une comparaison internationale. La principale limite est l'agglomération de données venant de groupes et de zones hétérogènes et peut-être une qualité d'évaluation historique variable.

L'évaluation propose de développer des sous-indicateurs par groupe d'espèces et par outre-mer, ou groupe de territoire outre-mer, et de considérer les espèces éteintes à part. Une évaluation de l'impact de la qualité des données d'origine sur l'indicateur consolidé serait pertinente et utile pour prioriser les actions à mener (quels groupes, quels territoires en priorité).

Concernant les données, pour toutes les espèces évaluées au niveau national, il faudrait évaluer comment les données « mondiales » peuvent être produites quand elles n'existent pas encore.

L'évaluation recommande d'être proactif dans l'avancement des listes « nationales » outre-mer, afin de systématiquement faire évaluer au niveau mondial les espèces identifiées, et immédiatement pour toutes les endémiques. Cela permettra de renforcer la robustesse et la fiabilité de l'indicateur. Une mission spécifique pourrait être confiée à

l'UICN France pour qu'elle fasse ces propositions à l'UICN international. Cela pourrait être un élément de négociation de l'accord cadre France/ UICN international.

Au-delà d'un indicateur d'état de menaces (pourcentage d'espèces menacées), cet indicateur sera intéressant pour suivre les changements directement liés à la dégradation ou à l'amélioration de la situation.

F -Bibliographie des évaluateurs

Akçakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Mace, G.M., Stuart, S.N., and Hilton-Taylor, C. (2006) Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. Global Change Biology 12, 2037-2043.

Brooke, M.d.L., Butchart, S.H.M., Garnett, S.T., Crowley, G.M., Mantilla-Beniers, N.B., and Stattersfield, A.J. (2008) Rates of Movement of Threatened Bird Species between IUCN Red List Categories and toward Extinction. Conservation Biology 22, 417-427.

Butchart, S. (2003) Using the IUCN Red List Criteria to Assess Species with Declining Populations. Conservation Biology 17, 1200-1201.

Gardenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M., and Rodriguez, J.P. (2001) The Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. Conservation Biology 15, 1206-1212.

Hayward, M. (2011) Using the IUCN Red List to determine effective conservation strategies. Biodiversity and Conservation 20, 2563-2573.

Hayward, M.W. (2009) The Need to Rationalize and Prioritize Threatening Processes Used to Determine Threat Status in the IUCN Red List. Conservation Biology 23, 1568-1576.

IUCN (2003) Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels Version 3.0. IUCN.

IUCN (2004) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. (Commission, I.S.S., ed), pp. 50, IUCN.

IUCN (2006) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 6.2. IUCN.

Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J. et al. (2008) Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. Conservation Biology 22, 1424-1442.

Martín, J.L. (2009) Are the IUCN standard home-range thresholds for species a good indicator to prioritise conservation urgency in small islands? A case study in the Canary Islands (Spain). Journal for Nature Conservation 17, 87-98.

Miller, R. (2005) National Red List Advisory Group survey. Use of the IUCN Red List Criteria in national threatened species listing. Final report. IUCN.

Miller, R., Rodríguez, o.P., Bambaradeniya, C. et al. (2005) Analysis of the application of IUCN Red List Criteria at a national level. Report from the National Red List Advisory Group workshop 2005.

Miller, R.M., Rodriguez, J.O.N.P., Aniskowicz-Fowler, T. et al. (2007) National Threatened Species Listing Based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: Current Status and Future Perspectives. Conservation Biology 21, 684-696.

Pfab, M., Victor, J., and Armstrong, A. (2011) Application of the IUCN Red Listing system to setting species targets for conservation planning purposes. Biodiversity and Conservation 20, 1001-1012.

Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., and Brooks, T.M. (2006) The value of the IUCN Red List for conservation. Trends in Ecology & Evolution 21, 71-76.

UICN (2001) Catégories et Critères de l'UICN pour la Liste Rouge. Version 3.1.

Référencement

Feldmann, P., Ponton, D. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Proportion d'espèces ultramarines éteintes ou menacées dans les listes rouges ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

QUALITE ECOLOGIQUE DES EAUX DE SURFACE

Proportion des rivières, des plans d'eau, des lagunes, des estuaires et des mers côtières en bon état écologique

Code indicateur
SNB-B06-12-QEE1
Évaluation FRB- i-BD² : N°49

Évaluation réalisée par
Mario Lepage
Christophe Piscart
Emma Rochelle-Newall

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
6 septembre 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

D12 - Garantir la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Objectifs secondaires
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

Dernière évaluation
2013

Selon l'évaluation, cet indicateur est approprié. Il est robuste, précis, sensible et fiable. Elle reconnaît les limites à son développement, en termes de moyens humains et financiers. Elle souligne enfin le décalage de 3 ans entre l'obtention des données et leur traitement, qui ne permet pas de refléter la situation en temps réel mais qui permet une meilleure lisibilité sur la période.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente la proportion des masses d'eau (cours d'eau et plans d'eau) dans un état satisfaisant du point de vue écologique, au regard des objectifs de la directive-cadre sur l'eau (DCE).

Il s'inscrit bien dans les orientations stratégiques B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer », D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » et E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action » de la SNB. Il est globalement pertinent pour répondre aux objectifs qui lui sont associés, à savoir B4, B6, D11, D12 et E15.

L'intitulé de l'indicateur correspond bien à sa description, l'explication de sa valeur est claire et correcte.

Il n'y a pas d'intervalle de confiance, et en prévoir un n'est pas nécessairement utile selon l'évaluation.

Les illustrations correspondent bien au message véhiculé par l'indicateur, les graphes sont parlants et faciles à comprendre. Il n'y a pas de biais de visualisation. L'évaluation regrette cependant que les catégories aient été fusionnées, « bon » et « très bon état » d'un côté, et « moyen », « médiocre » et « mauvais » de l'autre. Parmi les 55,6% eaux de surface classées de « moyen » à « mauvais », il serait par exemple intéressant de connaître la proportion des « mauvais » et combien sont « moyens », potentiellement proches du bon état et des objectifs à atteindre pour 2015.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Cet indicateur s'appuie sur des réglementations européennes et des procédures de classification standardisées. Il n'est pas associé à des valeurs particulières, il s'agit d'un

pourcentage avec une valeur maximale de 100%. Des seuils sont toutefois utilisés (de « très bon », à « mauvais ») pour chaque partie (biologique, hydromorphologique, physico-chimique) et donc dès qu'un indice dépasse un seuil, l'indicateur prend cette valeur.

Des valeurs cible sont identifiées : 66% des masses d'eau en bon ou très bon état écologique en 2015 (Grenelle de l'environnement) et 100% en bon ou très bon état en 2027 (DCE).

L'indicateur est pertinent dans différents contextes, il est par exemple plus facile d'obtenir de bons résultats quant à la qualité écologique d'un cours d'eau lorsque l'on s'éloigne des zones anthropisées et agricoles des plaines. L'utilisation de méthodes standardisées avec des sites de référence dans toutes les régions permet de prendre en compte les spécificités régionales. Il est en outre peut-être plus ou moins pertinent car le pourcentage de masse d'eau en bon état au niveau national peut différer selon le type de masse d'eau (mer, côtes, rivières, eaux souterraines).

Les évaluations sont faites à l'échelle restreinte des tronçons des cours d'eau, mais l'indicateur présente ensuite une synthèse à l'échelle de la métropole et de l'outre-mer. Les cours d'eau étant souvent transnationaux, l'échelle de restitution n'est pas parfaitement adaptée mais il semble difficile de faire autrement.

Un changement d'échelle temporelle pourrait changer la pertinence de l'indicateur et même son interprétation. Celui-ci est restitué tous les 3 ans. Les valeurs de l'indicateur fournies en 2013 (sur la figure) correspondent donc aux données 2011. A ce jour, l'objectif de 66% devrait être atteint or la valeur affichée est seulement de 43,7%. Alors que l'on pourrait croire à un retard, il faut en réalité attendre 2018, lorsque les données 2015 auront été analysées, pour savoir si l'objectif de 66% a été atteint ou non. Un évaluateur rappelle cependant que certaines données sont disponibles tous les ans mais que l'évaluation se fait une fois tous les 6 ans (par exemple le phytoplancton côtier), voire tous les 3 ans (par exemple, les poissons dans les eaux de transition). Dès lors, augmenter la périodicité de l'indicateur ne ferait que reprendre les mêmes données plusieurs années d'affilée.

Par ailleurs, il peut être intéressant d'utiliser les données à l'échelle des bassins versants, en s'assurant que la taille des bassins versants soit prise en compte dans le calcul.

Selon un évaluateur, une vision intégrée est plus éloquente et plus efficace pour faire passer le message, bien qu'il soit éventuellement discutable de regrouper différents types de climat, de sols, d'industrialisation, l'urbanisation des cours d'eau en métropole et en outre-mer. Il sera peut-être intéressant de voir une présentation des données sur une carte de France (métropole et outre-mer) en fonction des bassins versants, à l'instar de ce qui est fait pour l'indicateur « Evolution de la pollution des cours d'eau ».

C – Production de l'indicateur

La manière dont est calculée la valeur de l'indicateur n'est pas claire, le calcul est complexe et fait appel à des protocoles normés complétés par des avis d'experts. L'évaluation souligne le manque d'informations et propose que la méthode de calcul soit détaillée sur une autre page avec un lien pour que le lecteur puisse aller la consulter si besoin.

Les avis d'experts peuvent être subjectifs et divergents, comme l'expliquent les auteurs dans les principaux inconvénients de l'indicateur. Il conviendrait d'encadrer le dire d'experts au moyen de questions précises pour limiter les biais et la subjectivité. Un évaluateur suggère même de remplacer les avis d'experts par des analyses normées, comme pour le reste des masses d'eau. L'application des règles de calcul (AFNOR par exemple) est un bon moyen d'assurer la qualité des valeurs et des avis, la formation des experts et des conclusions homogènes.

Concernant les pondérations, les eaux de surface sont classées selon 5 classes et la décision se base sur l'élément déclassant (la plus mauvaise classe est retenue),

avec toutefois des règles d'assouplissement. De plus, tous les indicateurs n'ont pas forcément le même poids en fonction du type de masse d'eau.

Les masses d'eau sont évaluées selon le critère le plus déclassant (si une seule partie de la masse d'eau est de mauvaise qualité, alors l'ensemble de la masse d'eau est classé en « mauvais état »), cela peut avoir une incidence sur le calcul et l'interprétation. L'évaluation relève également une perte d'information du fait que toutes les données sont regroupées pour une présentation au niveau national. L'évaluation reconnaît que cette manière de présenter est très parlante et ne pose pas de difficulté si les données sont disponibles par ailleurs au niveau bassin versant.

Enfin, l'évaluation souligne qu'il est toujours bien d'avoir plus de points de surveillance, mais reconnaît qu'au vu des contraintes budgétaires, 2000 points et des avis des experts constituent une bonne base au calcul, si les avis sont basés sur des informations pertinentes.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme robuste et très opérationnel. Toutefois, il s'agit d'un indicateur intégré, c'est-à-dire que ce n'est pas parce le cours d'eau est noté comme « de bonne qualité écologique » que l'ensemble du cours d'eau est réellement de bonne qualité. Comme indiqué dans la fiche de l'indicateur, les avis d'experts pourraient engendrer des biais. Le dire d'expert est encore présent à plusieurs niveaux dans les évaluations de l'état écologique DCE et pour l'instant, il n'existe aucune grille d'évaluation pour les experts qui pourrait permettre une reproductibilité des résultats entre experts et pour un même expert. L'utilisation des indicateurs DCE pour évaluer la qualité des habitats ainsi que la durabilité de l'utilisation des ressources biologiques paraît faisable mais moyennement pertinente dans la mesure où ces indicateurs n'ont pas été conçus avec ces objectifs. Par ailleurs, une extrapolation d'un point à tout le bassin versant du système pourrait également constituer un risque de biais mais, avec la normalisation de plusieurs méthodes (AFNOR, CEN), ce risque est réduit. Ces biais peuvent être limités en procédant à un croisement des avis d'experts, des contrôles en aveugle des résultats des organismes d'évaluation, à la formation des experts mais aussi en s'appuyant sur davantage de points de mesure et d'avis. Les collectes sont annuelles mais le traitement de l'information nécessite 3 ans. Un raccourcissement du traitement des données constituerait un réel avantage pour l'indicateur. Augmenter la fréquence de collecte des données serait également utile, mais coûterait très cher et serait très lourd à gérer. Un évaluateur souligne toutefois que la prise en compte de 3 années de données permet de prendre en compte la variabilité interannuelle et que réduire le temps de l'analyse peut apparaître difficile. La robustesse de l'indicateur sera la même quelle que soit l'échelle géographique, en effet la synthèse est donnée au niveau national mais les mesures sont faites à l'échelle des stations. Néanmoins, s'agissant d'un indicateur intégré, changer l'échelle va complexifier son interprétation;
- **Précision :** La précision de l'indicateur est bonne, elle semble difficile à améliorer sans un investissement en temps et financier considérable. La précision de l'indicateur dépend en outre de la précision des indicateurs DCE. Selon l'évaluation, on peut considérer que les indicateurs DCE qui sont finalisés atteignent aujourd'hui une précision satisfaisante. Les éventuelles imprécisions peuvent être liées à l'évaluation des masses d'eau. Le plus souvent, celle-ci est basée sur une station ou un cours d'eau représentatif, le choix de cette station est donc primordial pour la précision de l'indicateur. Les protocoles standardisés (SOP - standard operating procedures) existent, les erreurs adviennent dans l'interprétation mais avec une grille standardisée, comme en ont les réseaux de surveillance, elles sont limitées. Les erreurs peuvent également venir des avis des experts, surtout si ces derniers ne sont pas formés de la même manière et s'ils changent d'année en année. Le

niveau de précision est adapté pour tracer les variations et répondre aux objectifs visés, car même si la restitution se fait tout les 3 ans, certaines évaluations de la qualité écologique sont annuelles et suivies dans le temps (les mêmes stations sont suivies). Il serait cependant intéressant d'avoir la possibilité de regarder le détail sur une carte montrant les bassins versants. Plus la fréquence de mesure sera importante et plus l'indicateur sera fiable, mais le travail nécessaire est probablement irréaliste d'un point de vue humain et financier. L'indicateur sera aussi précis quelle que soit l'échelle territoriale puisque l'évaluation des masses d'eau se fait à l'échelle de la station, on peut donc décliner l'indicateur à toute les échelles spatiales

- **Sensibilité :** L'indicateur a une bonne sensibilité. Le plus petit changement qu'il peut détecter est inférieur à 1%. Un des intérêts de cet indicateur est qu'il peut rapporter des passages d'une catégorie à une autre, or dans ce cas il s'agit de changements plus importants, utiles pour communiquer, sans que la sensibilité sous-jacente soit toutefois minimisée. L'indicateur, qui est de 43,4%, pourrait aller jusqu'à 100%, ce qui correspond aux objectifs de la DCE pour 2027. L'échelle temporelle de mesure de l'indicateur ne permet pas de détecter des événements brefs et extrêmes. Un évaluateur souligne que si un échantillonnage est justement réalisé lors d'un événement particulier (canicule, étiage, hypoxie sévère, forte crue, etc.), les données obtenues ne représenteront pas une situation « ordinaire » mais une situation exceptionnelle qui a peu de chance de perdurer. En outre, l'indicateur est donné à l'échelle de la métropole, les variations ponctuelles et locales concernant certaines masses d'eau n'auront que peu d'influence, d'autant plus que les restitutions se font tous les trois ans seulement. Les données ne présentent pas d'erreurs gênantes, mais il subsiste les incertitudes inhérentes à ce type de méthode. Il est toutefois important de disposer de plusieurs données pour chaque site afin d'effectuer les évaluations annuelles. L'indicateur est a priori inadapté pour détecter les changements rapides ou inhabituels, car il est déterminé tous les 3 ans. Néanmoins, il est basé sur des relevés annuels d'organismes qui peuvent intégrer sur plusieurs mois/années des perturbations. Un changement brutal des valeurs de l'indicateur pourrait indiquer un changement inhabituel. Il n'y a pas de risque que l'indicateur montre un changement qui ne s'est pas produit. En revanche, il peut ne pas indiquer un changement qui est réellement survenu, dans le cas par exemple d'une perturbation courte dans le temps et localisée dans l'espace, les communautés d'organismes pourraient alors se restaurer rapidement sans que cela soit détecté par l'indicateur. Les indices composant l'indicateur ne sont pas indépendants, ils sont liés aux conditions physico-chimiques et hydromorphologiques. Toutefois, les différents indicateurs (biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques) sont agrégés à l'aide d'un schéma conceptuel et d'un arbre de décision en commençant par les indicateurs biologiques comme base du diagnostic, conformément à la DCE. L'indicateur peut être utilisé à toutes les échelles spatiales à condition de connaître les situations de référence adaptées aux variations locales/régionales naturelles. De même, il peut être utilisé pour différents pas de temps, mais sa sensibilité augmente avec le temps. La réponse de cet indicateur à court terme ne sera donc visible que si la pollution est importante, pour une réponse à des pollutions faibles et chroniques, la réponse sera plus fiable à long terme.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est moyennement fiable. Il variera dans le même sens que le phénomène décrit. Un pas de temps plus court sera plus informatif. Les effets dus aux saisons sont très forts dans les cours d'eau et doivent être pris en compte. Selon un évaluateur, une comparaison interannuelle des mêmes saisons paraît cependant suffisante pour poser un diagnostic d'état écologique et obtenir in fine un pourcentage de masse d'eau en bon état. La fiabilité de l'indicateur ne sera pas la même si l'échelle territoriale change. Les changements locaux ne sont pas forcément liés à des changements au niveau de tout le bassin versant.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'utilisation des 5 classes de qualité de la DCE permet de mesurer une certaine progression de l'état écologique des

masses d'eau mais le délai de réponse de la biodiversité à une amélioration des conditions de vie pourrait induire des délais supplémentaires du fait d'une prise en compte très partielle (richesse spécifique) de la biodiversité dans les indicateurs DCE. La relation entre l'indicateur et la biodiversité n'est pas nécessairement linéaire. On peut avoir, pour une même diversité, une valeur de l'indicateur différente car celui-ci est basé sur des espèces indicatrices et non sur toutes les espèces. Par ailleurs, au sens de la DCE, cet indicateur est utile pour obtenir une vision globale de l'état des masses d'eau de surface et fournir un indicateur de « progression » vers les objectifs écologiques fixés à échéance 2027. La relation entre cet indicateur et l'état de la biodiversité est toutefois moins évidente selon un évaluateur, assez peu d'indicateurs DCE pouvant être utiles pour évaluer la biodiversité (Argillier et Lepage, 2010). La plupart du temps, celle-ci n'est considérée qu'à travers la richesse spécifique, qui constitue en soi un indicateur mais qui est très insuffisant pour une évaluation de la biodiversité, surtout quand elle est évaluée de façon partielle. De manière indirecte, une amélioration des habitats peut se traduire par une amélioration de la biodiversité mais cela est loin d'être assuré, du moins à court et à moyen terme. La capacité de résilience des écosystèmes après une perturbation peut être fortement dégradée et un retour à l'état initial peut s'avérer impossible. La même remarque peut être faite avec la réduction des pressions qui agissent sur la qualité de l'eau même si pour la qualité de l'eau, les résultats peuvent être plus rapides. Cet indicateur représente des objectifs politiques (classement des eaux), biologiques (maintien des espèces clefs dans un système) mais aussi économiques car la conservation d'un bon état écologique est souvent considérée comme très intéressante pour le tourisme. nfin, la mesure de la biodiversité est ici très indirecte et sans véritable corrélation entre une amélioration des indicateurs DCE et une amélioration de la biodiversité. Ce n'est clairement pas un objectif affiché des indicateurs DCE.

- **Données** : L'évaluation souligne que le tableau de données ne contient que très peu d'informations. Les données étant acquises à l'échelle locale, l'indicateur peut être utilisé à toutes les échelles spatiales sans risque de biais, à condition de connaître des situations de référence adaptées aux variations locales/régionales naturelles. L'indicateur est déjà adapté à l'outre-mer.

E - Propositions d'amélioration

L'indicateur « Qualité des eaux de surface » est utile pour évaluer une certaine progression de l'état écologique des masses d'eau de surface. Une attention particulière devrait être apportée à la validité des méthodes servant à l'évaluation.

En plus de l'état écologique des masses d'eau, il semblerait utile d'intégrer l'état chimique des masses d'eau qui peut avoir un effet significatif sur l'état écologique et orienter les mesures nécessaires à la reconquête du bon état.

L'évaluation suggère une mise à disposition des données plus rapide que tous les 3 ans, mais reconnaît l'importance des efforts financiers et humains nécessaires. Des systèmes informatiques automatisés ou l'utilisation croissante des capteurs dans les cours d'eau pourraient éventuellement le permettre et réduire le pas de temps à 1 an.

Elle souligne qu'il serait très intéressant d'avoir accès aux données via un lien sur la fiche de l'indicateur sur le site de l'ONB. La séparation métropole – outre-mer dans les graphiques serait également intéressante, surtout s'il y a d'importantes différences entre les deux zones.

Des remarques de la précédente évaluation ont été prises en compte. D'autres, comme mieux expliciter les méthodes de calcul de l'indicateur, présenter l'arbre de décision et enfin mieux objectiver les seuils de classification ne l'ont pas été.

F -Bibliographie des évaluateurs

Argillier, C. & Lepage, M. (2010). Que peut-on attendre de la directive cadre européenne sur l'eau en matière de connaissance sur la biodiversité ? Revue SET, Numéro 03, 84-87.

Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boet, P., Girardin, M. & Lepage, M. (2010). Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. Marine Pollution Bulletin 60, 6, 908-918.

Hernández Fariñas, T., Bacher, C., Soudant, D., Belin, C. & Barillé, L. (2015). Assessing phytoplankton realized niches using a French national phytoplankton monitoring network. Estuarine, Coastal and Shelf Science 159, 15-27.

Schmutz, S., Melcher, A., Frangez, C., Haidvogl, G., Beier, U., Böhmer, J., Breine, J., Simoens, I., Caiola, N., De Sostoa, A., Ferreira, M. T., Oliveira, J., Grenouillet, G., Goffaux, D., De Leeuw, J. J., Noble, R. A. A., Roset, N. & Virbickas, T. (2007). Spatially based methods to assess the ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. Fisheries Management and Ecology 14, 6, 441-452.

Villeneuve, B., Souchon, Y., Usseglio-Polatera, P., Ferréol, M. & Valette, L. (2015). Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use. Ecological Indicators 48, 88-98.

Référencement

Lepage, M., Piscart, C., Rochelle-Newall, E. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Qualité écologique des eaux de surface ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

RESPONSABILITÉ DE LA FRANCE MÉTROPOLITAINE POUR LES ESPÈCES MENACÉES AU NIVEAU EUROPÉEN

Parmi les espèces menacées évaluées par l'UICN international au niveau européen, proportion des espèces qui sont présentes en France métropolitaine

Code indicateur
SNB-B04-13-REE1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 50

Évaluation réalisée par
Pierre-André Crochet
Laurent Godet

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
18 mai 2016

Objectif
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

Première évaluation

L'évaluation souligne le manque de connaissances concernant les espèces des listes UICN et les nombreuses interprétations possibles des évolutions de la valeur de l'indicateur. Elle propose notamment de prendre en compte la taille des populations des espèces considérées ou leur aire de distribution et de manière plus générale de poursuivre les travaux de systématique et d'inventaire.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur représente la proportion d'espèces menacées en Europe (classées dans les catégories « en danger critique d'extinction », « en danger » et « vulnérable ») présentes en France, par rapport à l'ensemble des espèces menacées à l'échelle européenne et selon la méthodologie de la liste rouge de l'UICN.

Il s'inscrit dans l'orientation B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer » et répond globalement à l'objectif associé B4 « Préserver les espèces et leur diversité ». L'indicateur n'évalue cependant pas l'effort de conservation ni l'état des systèmes (ici des espèces cibles). Il mesure le niveau de responsabilité de la France mais n'est que faiblement affecté par les politiques ou actions de la France. L'indicateur peut être influencé par l'évolution de l'état de conservation des espèces de deux façons : d'une part, il diminuera si des espèces menacées s'éteignent de France, d'autre part, si des espèces menacées changent de statut UICN alors il pourra diminuer (des espèces menacées ne le seraient plus) ou augmenter (des espèces non menacées le deviendraient). Enfin, il évoluera au fur et à mesure que le nombre d'espèces évaluées par l'UICN augmente. Par ailleurs, il est étonnant que ce soit le statut européen et non global qui ait été choisi. La responsabilité de la France pourrait être mieux mesurée par la proportion d'espèces globalement menacées qu'elle abrite plutôt que par la proportion d'espèces menacées au niveau européen qu'elle abrite.

La description de l'indicateur correspond à son intitulé. L'évaluation souligne que le terme « responsabilité » est très approprié et que l'effet des extinctions en France pourrait être mentionné.

La valeur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance, la taille de l'échantillon est en

outre mentionnée, il s'agit du nombre total d'espèces dans chaque groupe taxonomique.

Les illustrations correspondent au message véhiculé par l'indicateur et n'entrainent globalement pas de biais. Toutefois, selon l'évaluation, la présentation de trois figures peut atténuer la portée du message. Ce qui est important et doit immédiatement attirer l'attention est la proportion d'espèces menacées que la France abrite au sein de chaque groupe taxonomique, qui est l'enjeu de l'indicateur. Une représentation sous forme d'histogramme indiquant un nombre absolu d'espèces en ordonnée met en lumière les groupes les plus riches en espèces (ici les mollusques) plutôt que la responsabilité de la France pour chaque groupe. Il pourrait dès lors être envisagé un histogramme de proportion, où toutes les barres atteignent 100% (ordonnées en %) et sont donc de même hauteur, indiquant la proportion d'espèces présentes en France. Il pourrait éventuellement être ajouté le nombre absolu d'espèces présentes en France et absentes de France.

Ces mêmes remarques s'appliquent pour les graphiques « camemberts ». Par exemple, la figure 2 portant sur la répartition des 204 espèces de France métropolitaine par groupe taxonomique indique un très faible pourcentage pour les amphibiens (1,5%) alors que cela correspond à 15,8% des espèces d'amphibiens menacés en Europe qui sont présents en France, ce qui est beaucoup ! Cet indicateur doit attirer l'attention sur le fait que la France a une responsabilité plus grande pour les amphibiens que pour les plantes : la France accueille 15,8% des amphibiens menacés contre 13,5% des plantes, or toutes les figures proposées masquent ce chiffre.

L'indicateur est très simple et l'interprétation de sa valeur n'est pas sujette à erreur. Toutefois, l'évaluation soulève le fait que ses tendances d'évolution peuvent être interprétées de différentes manières : 1/ la France a gagné ou perdu des espèces menacées ; 2/ les listages d'espèces ont été réactualisés (l'évolution de l'indicateur n'est alors qu'un artefact lié à ce changement et non lié à un changement d'ordre écologique) ; 3/ la liste des Etats membres de l'Europe ou la zone comprise comme « Europe » peut changer (l'évolution de l'indicateur est un artefact lié à un changement de taille de zone d'étude) ; 4/ dans le contexte de changements globaux et de redistribution d'espèces, l'Europe pourrait éventuellement accueillir en dehors de la France de nouvelles espèces listées. L'indicateur diminuerait alors sans nécessairement signifier une baisse du niveau de responsabilité de la France, mais plutôt une augmentation de responsabilité d'autres Etats.

Enfin, une difficulté mentionnée par l'évaluation est que l'indicateur ne repose que sur la présence ou l'absence d'espèces. Or, la France peut accueillir une part infime des populations des espèces comme une part importante, ce qui amène à des interprétations très différentes. Pour améliorer cet indice, il serait bon de disposer également de la taille de population (ou le pourcentage de l'aire de distribution) que la France accueille.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'indicateur ne poursuit pas de valeur particulière constituant un seuil ou un point d'inflexion. Il n'est pas non plus associé à une valeur cible et n'a pas vocation à l'être. Il s'agit d'un « indicateur de veille » permettant de savoir pour quels groupes taxonomiques la France doit s'investir le plus. Une comparaison des valeurs obtenues pour la France avec celles des autres pays européens serait intéressante.

L'indicateur est proposé à l'échelle nationale et est tout à fait pertinent à ce niveau. Sa déclinaison éventuelle, dans la mesure du possible, à des échelles plus fines (région, département) pourrait être un exercice intéressant. Décliné à de telles échelles administratives, cet indicateur soulignerait la responsabilité de chacun de ces échelons et permettrait de déterminer la part des espèces menacées en Europe d'un groupe taxonomique que ces territoires abritent. Cette information se révèlerait utile pour les services déconcentrés de l'Etat (DREAL par exemple), mais aussi pour leurs conseils scientifiques (CSRPN – Conseils scientifiques régionaux du patrimoine naturel) qui doivent définir des listes d'espèces déterminantes et valider des périmètres d'aires protégées sur la base de la simple présence d'espèces. Toutefois, décliner cet indicateur à des échelles plus fines impliquerait également de décliner les listes d'espèces menacées/protégées à des échelons inférieurs : par exemple, il paraît pertinent d'utiliser une liste

rouge nationale et de la décliner à des échelles régionales ou départementales.

Un changement d'échelle aurait des incidences sur la pertinence de l'indicateur. Plus l'espace considéré est réduit, puis l'indicateur aura une valeur faible. Il n'a par conséquent que peu de valeur sur des espaces restreints et il paraitrait peu pertinent de le décliner à des échelles communales avec une liste UICN Europe par exemple.

Un changement d'échelle temporel ou spatial ne changerait en tout état de cause pas la relation entre l'indicateur et le phénomène qu'il tend à décrire.

Enfin, l'évaluation suggère la réalisation d'un « rétro-calcul », en utilisant les atlas floristiques, les collections des muséums et tous les inventaires historiques qui permettraient de retracer l'histoire de la responsabilité de la France pour les espèces menacées au niveau européen.

C – Production de l'indicateur

Le mode de calcul de l'indicateur est clair et très simple, de même que les informations apportées. Il n'y a pas d'ambiguïté. Il pourrait éventuellement être amélioré en considérant la part de l'abondance (taille de la population) ou la part de l'aire de distribution inclue en France. En l'état actuel, une espèce présente uniquement avec quelques individus en France est prise en compte.

L'indicateur pourrait être calculé à différentes échelles territoriales, mais il serait peu pertinent de le calculer sur des surfaces trop restreintes pour les raisons déjà évoquées.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme étant robuste pour montrer la responsabilité de la France, s'il concerne un territoire accueillant suffisamment d'espèces. Les éventuels biais seraient essentiellement des biais taxonomiques ou de connaissances. Le nombre d'espèces restant à décrire est très variable selon les groupes. En effet, la liste des espèces présentes en Europe est très bien connue pour certains (oiseaux), bien pour d'autres (amphibiens, reptiles, libellules) mais mal pour d'autres groupes (mollusques, insectes). Cela affecte bien évidemment la valeur de l'indicateur. De plus, de nombreux groupes n'ont pas encore fait l'objet d'évaluation par l'UICN. Ces deux phénomènes (espèces non encore reconnues et espèces reconnues non encore évaluées) sont dès lors susceptibles de faire varier l'indicateur dans la mesure où la proportion d'espèces menacées en France est très variable d'un groupe à l'autre. En outre, d'autres biais peuvent intervenir : les listages d'espèces peuvent avoir été réactualisés, la liste des Etats membres de l'Europe peut avoir changé et une espèce menacée a pu disparaître totalement d'Europe. Afin de limiter ces biais, il faut les prendre en compte dans le calcul de l'indicateur, et de continuer à promouvoir les travaux de systématique et d'inventaire, ainsi que les évaluations de nouveaux groupes par l'UICN. Il serait également possible de recalculer l'indicateur dans les années passées, en tenant compte des éventuels changements déjà évoqués. L'indicateur resterait robuste en changeant d'échelle temporelle, mais pourrait perdre de sa pertinence avec un changement d'échelle territoriale, en particulier pour des petits territoires pour lesquels le nombre d'espèces de certains groupes taxonomiques serait trop faible.
- **Précision :** L'indicateur manque de précision du fait des nombreuses incertitudes sur les listes d'espèces dans de nombreux groupes et de leur statut de menace UICN. Il se révèle toutefois précis pour le sous-ensemble des groupes bien connus et évalués. Les sources d'imprécision sont liées aux manques de connaissances déjà évoqués. Il y a peu de données pour certains groupes (les mollusques, par exemple), et donc peut-être une sous-estimation de leur statut UICN. De plus, l'évaluation note pour certains groupes des erreurs possibles/probables dans les espèces retenues. Ainsi, pour les oiseaux, une partie des espèces évaluées

comme menacées en Europe et présentes en France sont pour l'essentiel des espèces accidentelles rarissimes en France, pour lesquelles la France n'a aucune responsabilité. Cela ne devrait pas engendrer d'imprécisions majeures pour l'indicateur, il serait néanmoins utile de faire évaluer ces listes par des spécialistes des groupes concernés pour s'en assurer. La précision de l'indicateur est suffisante pour tracer les variations du phénomène décrit, l'échelle spatiale et le groupe taxonomique devant cependant viser suffisamment d'espèces. Un changement d'échelle temporelle n'affecterait pas la précision, s'il prend en compte le rythme de disparition attendu des espèces selon les groupes taxonomiques concernés.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est estimée comme étant faible, l'évaluation rappelant qu'il n'a pas vocation à mesurer des changements rapides. Le plus petit changement détecté est celui du statut d'une espèce, ce qui semble suffisant. L'échelle temporelle de mesure de l'indicateur ne permet pas de détecter des évènements brefs et extrêmes, et ce n'est pas souhaitable pour cet indicateur. Il n'est pas non plus utilisé pour alerter sur des changements inhabituels. Il existe un risque qu'il indique un changement qui n'a pas eu lieu (des changements de connaissance affecteront la valeur de l'indicateur sans changement réel sur les proportions d'espèces menacées en France) ou ne détecte pas un changement qui s'est produit (espèces non reconnues ou évaluées).
- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité de l'indicateur peut être renforcée. Les critères UICN utilisés sont à manier avec précaution pour les groupes taxonomiques les moins connus.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, il donne le nombre d'espèces menacées présentes en France rapporté au nombre d'espèces menacées en Europe. Il n'a pas de lien avec le fonctionnement des écosystèmes, le listage d'une espèce selon l'UICN ne peut être lié directement à la fonction qu'elle remplit. Il n'établit pas non plus de lien avec les services écosystémiques. La valeur de l'indicateur indique moins l'état de la biodiversité en France que la responsabilité de la France et l'état de la biodiversité en Europe (plus il y aura d'espèces européennes en danger, plus l'indicateur augmentera). L'évaluation suggère de considérer le statut de conservation (statut UICN) mondial plutôt qu'européen, beaucoup plus pertinent en termes de responsabilité de la France pour la préservation de la biodiversité. Une pondération pourrait également être faite, distinguant les espèces menacées au niveau européen (poids faible) et celles qui le sont au niveau mondial (poids fort). De plus, pour certains groupes, la proportion de l'abondance ou de l'aire de distribution des espèces contenue en France pourrait être calculée. L'évaluation demande pourquoi les oiseaux ne sont pas intégrés au calcul de l'indicateur.
- **Données** : Les remarques relatives au choix des espèces, à l'utilisation du statut global plutôt que le statut européen des espèces, et au manque de connaissances pour certains groupes taxonomiques s'appliquent également ici. La déclinaison pour l'outre-mer nécessitera de changer les listes d'espèces et de ne pas considérer leur statut de conservation en Europe. Par ailleurs, si cet indicateur est décliné à des échelles infra-nationales, seuls les groupes taxonomiques les plus riches en espèces devraient être utilisés. Un changement d'échelle territoriale devrait s'appuyer sur d'autres listes d'espèces (par exemple les espèces SCAP, les espèces inscrites aux listes rouges nationales ou régionales, les espèces déterminantes régionales). Les biais éventuels viendraient de la collecte de données, dans la mesure où les connaissances sur les espèces ne sont pas les mêmes selon les régions (par exemple, la faune et la flore de Guyane sont moins bien connues que la faune de métropole) et où les groupes taxonomiques pauvres en espèces ne peuvent être traités à des échelons territoriaux de petite taille.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, la robustesse et la précision de l'indicateur seraient améliorées avec de meilleures connaissances quant aux listes d'espèces françaises et leur statut de conservation. Les listes d'espèces gagneraient à être revues par des spécialistes des groupes concernés, concernant notamment les oiseaux.

Une déclinaison à d'autres échelons territoriaux (région, voire département) pourrait être étudiée. Cet indicateur développé à l'échelle régionale pourrait aider des services comme les DREAL ainsi que les CSRPN à mieux saisir les enjeux de conservation de certains groupes taxonomiques et appuierait la désignation d'espaces naturels bénéficiant d'inventaires (ZNIEFF) ou d'espaces naturels protégés (ENS, RNR, etc.).

Référencement

Crochet, P.-A., Godet, L..& Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Responsabilité de la France métropolitaine pour les espèces menacées au niveau européen ». In: Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

RESPONSABILITÉ INTERNATIONALE DE LA FRANCE POUR LES ESPÈCES LES PLUS ORIGINALES

Nombre d'espèces françaises d'amphibiens et de mammifères présentes dans les listes mondiales EDGE

Code indicateur
SNB-B04-12-RIE1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 51

Évaluation réalisée par
Pierre-André Crochet
Un expert anonyme

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
18 mai 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

E16 - Développer la solidarité nationale et internationale entre les territoires

Première évaluation

L'évaluation insiste sur la nécessité de préciser quelles listes d'espèces EDGE sont utilisées pour le calcul de l'indicateur et de vérifier la bonne cohérence des informations. Elle demande également de prévoir leur accès à partir de la fiche ONB. Elle formule enfin un certain nombre de propositions visant à améliorer l'indicateur, allant d'une pondération du « niveau de responsabilité » à l'élaboration d'indicateurs complémentaires.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente le nombre d'espèces françaises d'amphibiens et de mammifères présentes dans les listes mondiales du programme EDGE (Evolutionarily Distinct & Globally Endangered).

Il s'inscrit dans l'orientation B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer », et de manière plus modérée dans l'orientation E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action », la fiche ne donnant pas d'information claire sur la contribution de l'indicateur à cette dernière.

Il répond à l'objectif B4 et moyennement à E14. En effet, l'indicateur est évalué à l'échelle mondiale, il vise à déterminer si des espèces originales mondialement sont présentes en France et ne s'intéresse pas, par exemple, à l'originalité relative et à la vulnérabilité des espèces en France. La notion d'échelle est donc limitée. Des informations complémentaires concernant l'objectif E16 seraient en outre appréciées. Néanmoins, l'indicateur peut être considéré comme pertinent car la préservation des espèces originales dépend de leur préservation dans chaque région et dans chaque pays où elles sont présentes, certains pays étant susceptibles de posséder plus d'espèces originales et vulnérables que d'autres.

L'évaluation relève que la description de l'indicateur ne correspond pas totalement à son intitulé. Le programme EDGE mesure à la fois l'originalité d'une espèce (en termes de temps d'évolution) et sa vulnérabilité (en danger). Ainsi, pour les amphibiens par exemple, le discoglosse ou l'alyte sont plus originaux que la salamandre de Lanza

(source : site EDGE et connaissances des évaluateurs), mais ne sont pas en danger et sont donc absents de la sélection des espèces « top 100 EDGE ». Il faudrait donc parler pour l'indicateur des espèces « en danger les plus originales » ou « espèces menacées les plus originales » et préciser l'intitulé : « Responsabilité internationale de la France pour les espèces les plus originales et vulnérables ».

Si la phrase présentant la valeur de l'indicateur semble correcte, l'évaluation relève un certain nombre d'incohérences. Par exemple, l'espèce *Trichechus manatus* est évaluée comme « disparue » aux Antilles alors qu'elle est indiquée « présente » en Guyane sur le site internet EDGE [1]. A l'inverse, l'espèce *Leptodactylus fallax* est signalée comme « présente » en Guadeloupe par l'indicateur mais notée « éteinte » en Guadeloupe sur le site de l'UICN ainsi que sur le site de l'EDGE.

La valeur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance et n'a pas vocation à l'être.

La photo illustrant la fiche ONB représente bien une espèce présente en France et n'engendre pas de biais de visualisation. Cependant, elle se révèle peu informative et le choix d'espèce peut être discuté, la salamandre de Lanza ne semblant pas figurer dans la nouvelle liste EDGE. D'autres illustrations pourraient être envisagées, par exemple deux graphiques : l'un représentant la proportion d'espèces EDGE présente en France métropolitaine et l'autre en outre-mer.

Enfin, il est nécessaire de spécifier comment ont été définies les espèces EDGE. La liste EDGE classe toutes les espèces de mammifères et d'amphibiens. Il semble que les espèces sélectionnées soient dans le top 100 des espèces avec les plus grandes valeurs de EDGE. Il faudrait préciser s'il s'agit bien du top 100 pour ne pas que la valeur de l'indicateur soit sujette à mauvaise interprétation.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Afin d'évaluer correctement l'indice et éviter les incohérences soulevées par l'évaluation, il convient de prévoir un lien vers la liste EDGE qui a été retenue[2]. Des questions plus générales sur les notions utilisées dans la fiche ONB (valeur cible, rétro-calcul, pas de temps de disponibilité des valeurs et des pas de temps de restitution) ont fait l'objet de demandes d'explications par l'évaluation. Chaque espèce possède un rang EDGE. Plus le rang est petit plus l'espèce est menacée et originale. Le rang maximal et le rang minimal des espèces présentes en France pourraient être indiqués. Il n'y a pas de valeur cible pour l'indicateur. Ces espèces sont évaluées mondialement, par conséquent l'objectif serait au niveau mondial. Cependant, un objectif pourrait être la diminution du statut d'extinction de ces espèces dans nos régions. Les échelles territoriales de restitution et le grain de précision sont adéquats. Les valeurs de l'indicateur pourraient être données de manière séparée pour la métropole et l'outre-mer, en plus de la valeur globale. Un changement d'échelle spatiale ou territoriale n'aurait pas d'incidence sur la pertinence de l'indicateur ni sur sa relation avec le phénomène décrit.

C – Production de l'indicateur

Il est indiqué que l'indicateur a été obtenu en croisant les listes EDGE et TAXREF. *Trichechus manatus* est indiquée présente en Guyane dans TAXREF, il est donc étonnant qu'elle soit signalée comme éteinte par cet indicateur.

La manière dont est calculé l'indicateur est claire, à condition d'avoir la liste des espèces EDGE et si l'on admet que EDGE est un bon indice de vulnérabilité et d'originalité des espèces. La méthode de calcul de EDGE n'est pas présentée.

1 Un récent rapport à ce sujet est disponible en ligne : http://www.researchgate.net/publication/256464628_Relative_abundance_and_conservation_status_of_manatees_%28_Trichechus_manatus_manatus_%29_in_French_Guyana_---_Preliminary_analysis_of_the_study_area.

2 Pour ses travaux, l'évaluation a procédé à des recherches et identifié une liste (la plus longue trouvée pour les amphibiens) accessible sur : http://www.edgeofexistence.org/amphibians/top_100.php. Cette liste ne mentionne pas la salamandre de Lanza, seule espèce d'amphibien parmi les 6 espèces retenues pour calculer la valeur de l'indicateur. Pour les mammifères, la liste compte le lamantin Trichechus manatus, qui est présent en Guyane et devrait donc intégrer la liste des espèces « les plus originales » (non seulement comme « éteint » mais aussi comme « présent »).

Selon l'évaluation, l'indice EDGE a été plusieurs fois critiqué dans la littérature et un indice probabiliste pourrait être envisagé (Redding et al. 2014).

L'indicateur ne prévoit pas de pondération, mais elles pourraient être envisagées et même bienvenues. Un « niveau de responsabilité » pourrait être intégré. Il dépendrait de l'importance des effectifs ou populations françaises pour la conservation de l'espèce. De cette façon, la responsabilité de la France serait très différente selon les cas de figure. On pourrait ainsi pondérer chaque espèce par la proportion des effectifs ou de la distribution française par rapport à l'échelle mondiale.

Obtenir des valeurs de l'indicateur à différentes échelles serait possible, grâce à la liste des espèces présentes dans la région ciblée et en la croisant avec les données EDGE.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est modérée, l'indicateur dépendant de l'estimation de la phylogénie et des statuts UICN. De plus, comme pour tous les indicateurs basés sur des listes d'espèces, il existe des biais entre groupes et entre régions sur la connaissance de ces listes. Ici, sont également pris en compte le statut de conservation globale et l'originalité, deux informations qui ne sont pas disponibles pour toutes les espèces. Ceci augmente encore le risque de biais. On notera par ailleurs que les listes EDGE ne sont disponibles que pour les oiseaux, les mammifères, les amphibiens et les coraux, ce qui induit de fait un biais dans cet indicateur puisque l'indicateur ne prend en compte pour le moment qu'un très petit nombre de groupes, parmi les moins riches en espèces. Il mesure donc très mal la responsabilité réelle de la France pour les espèces originales et menacées, dans la mesure où les groupes concernés ne sont pas représentatifs de « la biodiversité ». Il y a de plus des données manquantes dans la base de l'UICN, celles-ci pourraient être biaisées vers des espèces menacées, des espèces pour lesquelles on ne connaît pas le statut de vulnérabilité. Des données sont également manquantes en matière de phylogénie. Actuellement, peu d'études tiennent compte de ces données manquantes. Pour les catégories UICN, il est possible d'utiliser des modèles basés sur les traits biologiques des espèces afin d'estimer le statut d'une espèce. Néanmoins, ces modèles sont complexes et les informations sur les traits biologiques de certaines espèces doivent être complétées (e.g. Musters et al. 2013). Plus d'études sont nécessaires pour comprendre l'impact des choix méthodologiques faits dans la méthode EDGE sur les rangs des espèces. Les choix faits par EDGE sont arbitraires. Utiliser différents indices permettrait d'éviter de tels choix et de détecter éventuellement d'autres espèces originales et menacées. Les données EDGE doivent être mises à jour régulièrement lorsqu'une espèce change de catégorie UICN et lorsque des données phylogénétiques plus précises sont disponibles. L'indicateur ONB devrait être mis à jour à chaque mise à jour des listes EDGE. La robustesse de l'indicateur ne serait pas affectée en cas de changement d'échelle de territorialisation, la valeur EDGE est calculée mondialement.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est considérée comme étant très faible. Comme pour tous les indicateurs basés sur une combinaison de liste d'espèces et de statut de conservation, la précision est affectée par le niveau de connaissance sur les espèces (liste d'espèces et leur distribution) et sur leur statut de conservation. L'originalité évolutive (ED) est probablement précise lorsqu'elle est disponible. Puisque l'indicateur est un nombre d'espèces et non pas une proportion d'espèces, il augmente dès que des groupes taxonomiques sont ajoutés à la liste EDGE. L'indicateur est donc extrêmement imprécis car il dépend beaucoup plus du niveau de connaissance disponible et du travail d'évaluation fait par l'UICN (puisque le « GE » dans EDGE est basé sur les statuts de la liste rouge mondiale de l'UICN), que de la responsabilité réelle de la France dans la préservation de la biodiversité originale. De plus, il s'agit de données d'experts et la précision de l'arbre phylogénétique utilisé pourrait être étudiée. Comme pour la robustesse, l'indicateur peut être réévalué à chaque mise à jour des données UICN et de la phylogénie. Il peut aussi être mis à jour si des espèces s'éteignent localement

ou mondialement. La précision de l'indicateur peut varier selon les échelles géographiques retenues, cela dépend de l'estimation des aires de distribution des espèces et des connaissances disponibles. Elles ne sont pas aussi précises en métropole et outre-mer par exemple.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est faible, elle dépend de la connaissance de l'aire de distribution et de la taille des populations des espèces qui ne sont pas directement pris en compte pour le calcul de cet indicateur mais indirectement par le biais de l'état de conservation UICN. Un indicateur plus précis donnerait une indication de la taille des populations de ces espèces sur le territoire français. L'indice n'en est pas moins utile car la sauvegarde des espèces menacées mondialement passe par leur sauvegarde dans chaque pays où elles vivent. Le plus petit changement détecté par l'indicateur sera l'ajout ou le retrait d'une espèce de la liste EDGE ou la disparition d'une espèce du territoire français. Bien que des références scientifiques existent où la méthodologie EDGE est présentée (voir Isaac et al., 2007), il n'est cependant pas évident de comprendre sur la seule base du site EDGE (http://www.edgeofexistence.org) comment les espèces sont classées et, par conséquent, de savoir ce qui peut faire varier l'indice. Le plus grand changement que l'indicateur peut détecter est la disparition de toutes les espèces EDGE du territoire français. Il n'y a en outre pas de limite supérieure (la France n'aura jamais 100% des espèces menacées et « ED » (Evolutionary Distictive) du programme EDGE sur son territoire). L'indicateur ne rend pas compte d'événements brefs et extrêmes, et ce n'est pas son objectif. Il n'a pas non plus vocation à alerter sur des événements inhabituels. Concernant les données utilisées pour le calcul de l'indicateur, compte tenu du très faible nombre d'espèces utilisé pour ce calcul, chaque erreur est importante (une espèce en plus ou en moins fait changer l'indicateur de plus de 10%!). Il convient donc, compte tenu des remarques précédentes sur les incertitudes entourant quelques espèces, de procéder à une révision de la liste retenue par le MNHN. Une autre difficulté, si l'on admet que les valeurs de EDGE sont acceptables, est la connaissance des aires de distribution des espèces. Ainsi, toute modification taxonomique de la liste d'espèces EDGE présentes en France affecte l'indicateur, même si la situation des populations françaises n'a pas changé. Des changements du niveau de connaissances affectent donc l'indicateur indépendamment de changements de ce qu'il veut mesurer. Cela sera aussi le cas si une espèce est déclarée, à tort, éteinte ou si une espèce vulnérable et originale n'a pas été détectée (à cause de données manquantes, ce qui est peut-être peu probable pour les mammifères et amphibiens en France). Par ailleurs, toute disparition de France d'une espèce originale mais non incluse dans les listes EDGE, ou qui ne serait pas détectée, constituerait un changement dans la responsabilité de la France qui ne serait pas mesuré. La sensibilité de l'indicateur sera la même quelle que soit l'échelle territoriale. Cependant, celle-ci pourra être différente entre les espèces marines et les espèces terrestres si les suivis de ces populations diffèrent.
- **Efficacité / Fiabilité :** La fiabilité de l'indicateur est considérée comme faible, car n'est pris en compte pour le moment qu'un très petit nombre de groupes, et parmi les moins riches en espèces. Comme indiqué précédemment, il mesure donc très mal la responsabilité réelle de la France pour les espèces originales et menacées. La diminution ou l'augmentation de l'indice peut de plus être due à une augmentation des connaissances sur les espèces (catégories UICN, phylogénie). L'indicateur pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène décrit. En effet, il peut diminuer soit parce que les populations d'une espèce EDGE se sont éteintes en France, soit parce que d'autres espèces présentes dans d'autres pays sont devenues plus menacées de sorte que les espèces françaises ne sont plus parmi les plus originales et menacées. Il conviendrait de réévaluer l'indicateur au fur et à mesure que les listes EDGE sont disponibles et mises à jour. Si des espèces dont certaines données sont manquantes sur les catégories UICN ou sur la phylogénie sont renseignées, les mises à jour peuvent modifier les rangs EDGE des espèces et les espèces françaises pourraient ne plus être parmi les plus originales et me-

nacées. La fiabilité de l'indicateur ne serait pas affectée en cas de changement d'échelle de territorialisation, la valeur EDGE est calculée mondialement.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité. Il évalue la responsabilité de la France dans la conservation de la biodiversité originale et menacée, c'est-à-dire des lignées évolutives menacées les moins apparentées au reste des organismes. Cette notion d'originalité évolutive est une des approches les plus naturelles et pertinentes pour hiérarchiser les différentes espèces entre elles. De plus, il s'agit d'un nombre d'espèces, donc d'une richesse spécifique. La sauvegarde des espèces EDGE participe à la sauvegarde de la richesse spécifique et de la diversité phylogénétique. Les liens avec le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques sont en revanche moins évidents. Cependant, des liens (corrélations) ont été trouvés entre diversité phylogénétique et fonctionnement des écosystèmes (e.g. Cadotte, Cardinale. & Oakley, 2008) et entre diversité phylogénétique et services écosystémiques (e.g. Forest et al. 2007). Un point d'inflexion de l'indicateur peut être relevé : si toutes les espèces qui descendent d'une longue branche dans l'arbre phylogénétique sont menacées, la dernière d'entre elles représente un « tipping point ». La perdre ferait perdre une grande quantité de diversité phylogénétique (e.g. Faith, 2015). Cet indicateur est très facile à calculer. Un autre indice pourrait s'intéresser à d'autres façons de calculer l'originalité et la vulnérabilité d'une espèce. Un autre encore pourrait s'intéresser à la taille et à l'état des populations des espèces originales et vulnérables en France. Enfin, il serait important de développer un indicateur complémentaire basé uniquement sur la notion d'originalité, afin d'identifier les priorités françaises en terme d'originalité évolutive (« Evolutionary Distinctiveness », i. e. espèces ED).
- **Données** : Les remarques générales concernant les listes d'espèces EDGE s'appliquent ici également. Les adresses des sites internet de EDGE et TAXREF pourraient être données. Un changement d'échelle spatiale dépend de l'aire de distribution de l'espèce. Dès lors, il faudrait ajuster les listes d'espèces présentes aux échelles/régions concernées pour décliner l'indicateur. Un tel changement n'engendrerait pas de biais. Si comme pour tous les indicateurs basés sur des listes d'espèces, il existe des biais géographiques en matière de connaissances, les biais sont ici réduits du fait du nombre d'espèces lui-même limité.

E – Propositions d'amélioration

L'évaluation souligne que les champs « avantages et limites » de la fiche ONB ne sont pas renseignés. Elle propose d'inscrire parmi les avantages sa simplicité de calcul, si l'on considère que EDGE est une bonne mesure de la vulnérabilité et de l'originalité d'une espèce. Parmi les inconvénients, elle rappelle que EDGE est une mesure arbitraire et que d'autres sont possibles et pourraient changer le classement des espèces. Cet indicateur ne donne en outre pas d'information sur la santé des populations françaises des espèces EDGE.

L'évaluation insiste par ailleurs sur la nécessite de vérifier les listes d'espèces et de les indiquer sur la fiche ONB. Elle précise que les listes EDGE « oiseaux » et « coraux » sont désormais disponibles et devraient intégrer cet indicateur (par exemple, le percnoptère d'Egypte est présent en France métropolitaine et fait partie de la liste EDGE).

Elle s'étonne que l'indicateur soit un nombre d'espèces et non une proportion d'espèces (comme c'est le cas pour l'indicateur SNB-B04-13-REE1 « Responsabilité de la France métropolitaine pour les espèces menacées au niveau européen »). Une proportion d'espèces semblerait plus judicieuse et plus informative.

L'évaluation formule ensuite un certain nombre de propositions en vue d'améliorer l'indicateur.

Elle propose de plus d'intégrer un « niveau de responsabilité » qui dépendrait de l'importance des effectifs ou populations françaises pour la conservation de l'espèce.

Ainsi, la responsabilité de la France pour la conservation du percnoptère (dont l'effectif français est minuscule par rapport à l'effectif mondial) ou de la salamandre de Lanza (dont la France abrite une part tout à fait significative de la distribution mondiale) est très différente. On pourrait pondérer chaque espèce par la proportion des effectifs ou de la distribution (selon ce qui est le plus pertinent) française par rapport au monde.

L'évaluation regrette que l'indicateur ne mesure pas la responsabilité de la France en termes d'espèces originales (les « ED » du programme EDGE). Il serait pertinent et important de développer un indicateur basé uniquement sur la notion d'originalité, afin d'identifier les priorités françaises en termes d'originalité évolutive (Evolutionary Distinctiveness = espèces ED). Il serait complémentaire de l'indice EDGE en ne se limitant pas aux espèces en danger mais en intégrant les espèces originales pas encore en danger mais dont le suivi est prioritaire puisque la France en abrite une partie des populations. De plus, un indicateur probabiliste comme celui de Steel et al. (2007) plutôt que EDGE pourrait également être envisagé.

L'indicateur peut être utilisé pour montrer que la sauvegarde des espèces mondialement originales et vulnérables passe par leur sauvegarde dans chaque région. Pourrait être étudié l'effet des données manquantes sur EDGE. L'indice est un indice international. On peut néanmoins le calculer dans une région pour détecter les espèces les plus originales et vulnérables de la région (espèces natives). Les données pour la métropole et pour l'outre-mer pourraient également être séparées, et une déclinaison par département ou territoire ultra-marin envisagée.

F - Bibliographie des évaluateurs

CADOTTE, M. W., CARDINALE, B. J. & OAKLEY, T. H. (2008). Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105, 17012–17017.

FOREST, F., GRENYER, R., ROUGET, M., DAVIES, T. J., COWLING, R. M., FAITH, D. P., BALMFORD, A., FAITH, D. P. & RICHARDS, Z. T. (2012). Climate change impacts on the tree of life: changes in phylogenetic diversity illustrated for Acropora corals. Biology 1, 906–932.

FAITH, D. (2015). Phylogenetic diversity, functional trait diversity and extinction: avoiding tipping points and worst-case losses. Philosophical Transactions B 370: 20140011.

HUANG, D. (2012). Threatened reef corals of the world. PloS ONE 7, e34459.

ISSAAC et al. 2007 Mammals on the EDGE: Conservation Priorities Based on Threat and Phylogeny Plos One 2(3): e296. doi:10.1371/journal.pone.0000296.

MANNING, J. C., PROCHES, S., VAN DER BANK, M., REEVES, G., HEDDERSON, T. A. J. & SAVOLAINEN, V. (2007). Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. Nature 445, 757–760.

MUSTERS, C. J. M., KALKMAN, V. & VAN STRIEN, A. (2013). Predicting rarity and decline in animals, plants, and mushrooms based on species attributes and indicator groups. Ecology and Evolution 3, 3401–3414.

REDDING et al. 2014 Measuring Evolutionary Isolation for Conservation PLoS One. 2014; 9(12): e113490.

STEEL, M., MIMOTO, A. & MOOERS, A. (2007). Hedging our bets: the expected contribution of species to future phylogenetic diversity. Evolutionary Bioinformatics Online 3, 237–244.

Référencement

Crochet, P.-A. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Responsabilité internationale de la France pour les espèces les plus originales ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

SURFACES D'HABITATS NATURELS EN BON ÉTAT

Proportion des habitats d'intérêt communautaire évalués qui sont dans un état de conservation favorable en France métropolitaine, pondéré par la surface des habitats

Code indicateur
SNB-B06-12-ENM2
Évaluation FRB- i-BD² : N° 52

Évaluation réalisée par
Sandra Luque
Jean Olivier

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
22 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectif
B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Première évaluation

L'évaluation appelle à davantage de précisions et de pédagogie dans les explications données de l'indicateur. Elle souligne qu'un chiffre national peut masquer d'importantes différences au niveau des régions biogéographiques et insiste sur la nécessité de réaliser une cartographie des habitats en France.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente la proportion des habitats d'intérêt communautaire évalués qui sont dans un état de conservation favorable en France métropolitaine, pondéré par la superficie des habitats.

Il s'inscrit bien dans l'orientation B et est pertinent pour répondre à l'objectif B6 qui lui est associé. Il concerne également les orientations D et E, ainsi que les objectifs B4, D11 et D12, E15.

L'intitulé de l'indicateur ne correspond pas à sa description. Il est annoncé une surface[1] alors qu'un pourcentage est donné. De plus, la notion de « bon état » est trop abstraite ou subjective, il est signalé une restriction aux seuls habitats naturels « évalués » sans indiquer ni quand ni par qui. La notion de « pondération par leur surface » n'est pas non plus simple à comprendre dans la phrase de description telle qu'elle est formulée. Le titre pourrait être « *Superficie d'habitats naturels évalués comme étant en bon état écologique* » si l'indicateur correspond ensuite à une superficie et/ou si l'indicateur est composé d'un binôme de valeur « superficie / pourcentage ». S'il reste un pourcentage, l'intitulé peut être : « *Proportion d'habitats naturels évalués comme étant en bon état écologique* ». Le sous-titre quant à lui devrait être « *Proportion des habitats d'intérêt communautaire (DHFF-Natura2000) évalués [qui sont] dans un état de conservation favorable en France métropolitaine, pondérée par la superficie connue des habitats au sein des sites Natura 2000* ». L'évaluation relève que l'intitulé devrait être harmonisé avec celui de l'indicateur « Etat de conservation des habitats naturels », afin que la nuance entre les deux apparaisse clairement et simplement[2].

Il est difficile de savoir si les valeurs présentées sont correctes. Selon l'évaluation, la

1 L'évaluation souligne que le terme « surface » est utilisé à mauvais escient et en lieu et place de « superficie ».

2 L'intitulé pourrait alors être « *Nombre d'habitats naturels évalués en bon état écologique* », « *Pourcentage d'habitats naturels évalués en bon état écologique* » ou encore « *Part du nombre d'habitats naturels évalués en bon état écologique* ».

valeur pose problème : 28% des superficies d'habitats d'intérêt communautaire sont estimées être dans un état favorable à l'échelle française. Ce résultat est proche des 22% d'habitats en état favorable calculé sans pondération par la superficie. Ce calcul, basé sur l'évaluation de l'état de conservation 2007-2012, s'appuie sur les superficies estimées dans les sites Natura 2000 en 2012 et non sur la superficie totale d'habitats en France, non disponible faute de cartographie nationale des habitats. C'est une source de biais qui, dans ce calcul, surpondère les habitats rares car ces derniers sont mieux représentés dans le réseau Natura 2000. Cette valeur de 28% ne doit en aucun cas être confondue avec le résultat du paramètre « surface d'habitat » de l'évaluation qui indique que, pour 44% des habitats, la superficie est jugée en état favorable. En outre, la formule « sur la période 2007-2012 » peut éventuellement engendrer un problème d'interprétation de la valeur de l'indicateur en ce qu'elle pourrait renvoyer à un indicateur d'évolution, alors qu'il s'agit bien là d'un pourcentage d'état. « En 2012 » serait plus clair et plus juste au regard du sous-titre car l'évaluation a eu lieu en 2012, ou « *Pour la période 2007-2012* » serait moins équivoque. Par ailleurs, les explications sous-jacentes induisent en erreur. L'indicateur n'indique pas que « *28% des surfaces d'habitats d'intérêt communautaire sont estimées en état favorable à l'échelle française* », mais que « *les superficies des habitats d'intérêt communautaire évalués dans la catégorie « en état favorable », dans au moins un domaine biogéographique en France, représentent 28% de la superficie totale des habitats d'intérêt communautaire recensés* ». Le reste du paragraphe devrait être modifié en ce sens et être plus lisible pour le lecteur qui ne serait pas spécialiste de la directive européenne habitat faune-flore (DHFF).

Il n'y a pas d'intervalle de confiance accompagnant la valeur de l'indicateur. Cela n'est pas nécessaire puisque l'indicateur présente un pourcentage précis. Néanmoins, au vu de la section « production de l'indicateur », une marge d'incertitude devrait être indiquée. En outre, une précaution serait nécessaire, indiquant que cette valeur n'est pas un pourcentage de l'ensemble des superficies représentées en France par ces habitats, mais seulement de celles recensées au sein des sites Natura 2000. La phrase en vert pourrait être : « *28 % en 2012, au sein des sites Natura 2000* ».

Les illustrations graphiques ne correspondent pas au message véhiculé par l'indicateur. Le titre du graphique n'est pas en adéquation avec son contenu, il ne montre en effet pas des valeurs de superficie mais des pourcentages. En outre, au vu de l'intitulé de l'indicateur, le graphe attendu devrait traiter de la « *Proportion des habitats d'intérêt communautaire (DHFF-Natura 2000) évalués [qui sont] dans un état de conservation favorable en France métropolitaine, pondérée par la superficie connue des habitats au sein des sites Natura 2000* », faisant apparaître les valeurs en superficies avec les pourcentages sur un second plan. Ces précisions empêcheraient des biais de visualisation. Par ailleurs, les illustrations datent de 2013 et les données concernent la période 2007-2012. Ces résultats pour l'ensemble de la France masquent des différences importantes à l'échelle des régions biogéographiques. Il est dès lors difficile d'établir la situation des habitats en France du fait d'un manque de données et d'une cartographie des habitats, au moins des habitats probables.

Pour ces différentes raisons, l'interprétation de la valeur est donc sujette à erreur.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

L'évaluation souligne l'absence de cartographie permettant d'analyser cet indicateur. Dans le cadre de la stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020, l'État français s'est fixé comme objectif phare le développement de la connaissance de la biodiversité et de son évaluation. Face à l'absence d'information précise et généralisée sur la répartition et l'évolution des habitats naturels et semi-naturels en France, le ministère en charge de l'écologie a initié le programme CarHAB[3], qu'il convient de continuer. De manière générale, les éléments donnés dans la description de l'indicateur devraient être précisés, celui-ci est actuellement orienté vers un public initié connaissant l'ensemble des notions utilisées (habitats naturels, sites Natura 2000, habitats d'intérêt commu-

3 L'objectif de CarHAB est la production, à l'horizon 2025, d'une carte au 1/25 000 des végétations actuelles et potentielles de la France métropolitaine dans un cadre de phytosociologie sigmatiste, dynamique et paysagère. Deux grands enjeux sont identifiés autour du programme : l'un porte sur l'amélioration de la connaissance et le suivi des groupements et complexes de végétation, l'autre sur le renforcement de leur prise en compte dans les engagements communautaires et les politiques sectorielles. Méthodologies de la modélisation de distribution spatiale appliquée à la cartographie des végétations naturelles ou semi-naturelles disponibles sur le portail CarHAB et à cette adresse : http://cemadoc.irstea.fr/cemoa/ PUB00046143.

nautaire inscrits dans la Directive européenne Habitats, Faune, Flore, etc.). Davantage d'explications et de pédagogie seraient nécessaires dans cette section.

Il n'y a pas de valeur ayant une signification particulière associée à l'indicateur. Des seuils symboliques peuvent être proposés, par exemple : 25%, 33%, 50%, 66%, 75%, 90%, 95%, 100%, permettant de proposer des objectifs d'action intermédiaires. Par ailleurs, l'indicateur répond à une représentation surfacique de chacun des habitats à évaluer et devra être accompagné de la distribution potentielle des communautés ou groupe d'espèces ayant un intérêt communautaire. Dans le cadre de l'annexe I, il faut en revanche cibler les types d'habitats définis comme prioritaires (ayant un intérêt communautaire), parce qu'ils sont considérés comme particulièrement vulnérables et se trouvent principalement ou exclusivement au sein de l'Union européenne (article 1d). L'importance de ces types d'habitats prioritaires est soulignée à plusieurs endroits dans la directive (articles 4 et 5 et annexe III), non seulement en termes de sélection des sites, mais aussi dans les mesures nécessaires à la protection du site (article 6) et la surveillance (article 11).

Il n'y a pas de valeur cible donnée, mais elle pourrait être 100%, à atteindre le plus rapidement possible.

La pertinence de l'indicateur varie selon le contexte. Comme souligné dans le texte, cet indicateur est à prendre avec précaution car il n'a la même signification pour les habitats rares, mieux recensés et cartographiés, voire mieux préservés pour certains, que pour des habitats moins remarquables.

Concernant l'échelle de restitution et le grain de précision de l'indicateur, l'échelle cartographique du 1/25 000 semble correcte. Ce niveau accorde une importance à la physionomie des végétations. On pourra en effet déduire les végétations actuelles et les végétations potentielles à partir de la modélisation des habitats probables. Des cartographies pourront être produites pour chacune des unités des niveaux typologiques, du niveau de la communauté végétale jusqu'à la très grande unité de paysage. Toutefois, si une valeur synthétique et nationale est tentante, elle ne représente pas toute l'évaluation réalisée pour chacun des quatre grands domaines biogéographiques. La valeur est trompeuse car il n'y a en réalité qu'un seul habitat d'intérêt communautaire évalué en état favorable à l'échelle nationale (pour les quatre domaines biogéographiques à la fois). Une approche par domaine biogéographique, ou GRECO (de l'IFN/IGN), s'imposerait.

Un changement d'échelle ne changerait pas la pertinence de l'indicateur, puisqu'il s'agit d'une part d'un pourcentage, qui pourrait en théorie être décliné jusqu'à l'échelle spatiale d'un site Natura 2000, et d'autre part d'un indicateur d'état et non d'évolution. Si les évaluations de l'état de conservation (donnée source de l'indicateur) portaient sur des périodes plus longues que 6 ans, on perdrait en pertinence au regard de l'état de conservation à un temps t et des enjeux de préservation, restauration, etc. Enfin, une échelle comparative au niveau européen (par exemple 1/25000) serait utile, de même que l'établissement d'un système d'évaluation en continu.

En revanche, un tel changement d'échelle aurait une incidence sur la relation de l'indicateur avec le phénomène qu'il décrit, notamment si la connaissance et la cartographie des habitats d'intérêt communautaire évolue, ou si le périmètre des sites Natura 2000 était modifié au cours du temps.

C – Production de l'indicateur

De manière générale, cette partie montre que l'indicateur ne correspond pas à ce que l'on peut attendre. Davantage de précisions et d'explications sont dès lors souhaitées. Les « feux tricolores » pourraient notamment être remplacés par « 3 niveaux d'appréciation [ou d'état] », représentés par les 3 couleurs (vert, orange, rouge) dans le tableau des données sources. Il serait également utile de préciser à quoi correspondent les données en jaune et de donner les 4 caractéristiques de l'évaluation de l'état des habitats. Enfin, selon l'évaluation, compte tenu du manque de cartographie des habitats et des informations trompeuses pouvant être données par le rapportage, l'indicateur n'est aujourd'hui pas pertinent en France.

Les informations pertinentes pour le calcul sont manquantes, pouvant donc rendre la production de l'indicateur non évidente. La fréquence de mise à jour est assez importante (6 ans), mais nécessaire pour un suivi efficace des changements des écosystèmes. En contrepartie, l'indicateur est peu sensible à court et moyen termes.

D'autres modes de calcul sont envisageables. Selon l'évaluation, cela consisterait notamment à calculer réellement ce qu'annonce l'indicateur, à savoir une proportion représentée par les habitats évalués en état favorable à l'échelle nationale (donc pour les 4 domaines biogéographiques à la fois). La valeur serait de 1,03%, avec 1 seul habitat recensé en bon état pour les 4 domaines biogéographiques. Si l'on considérait que pour être en bon état au niveau national, un habitat devrait être en bon état dans au moins 3 domaines biogéographiques sur 4, l'indicateur aurait une valeur de 9,13% (et non 28%). En outre, selon le tableau des données sources, les superficies prises en compte dans les calculs sont issues des « *pourcentages indiqués pour chaque site dans la base de données Natura 2000 de l'INPN* ». Or, dans certains documents d'objectifs (DOCOB) de sites Natura 2000, l'évaluation souligne que ces pourcentages ont pu être donnés sous forme de fourchette ou d'ordre de grandeur (5%, 25%, 50%, etc.).

Afin d'améliorer le calcul, il pourrait être précisé dès le début le choix qui a été fait, à savoir considérer « en bon état », au niveau national, tout habitat en bon état dans au moins 1, 2, 3 ou 4 domaines biogéographiques et en calculant une « moyenne pondérée (par les superficies des sites Natura 2000) des pourcentages représentés par les différents habitats d'intérêt communautaire au sein des sites Natura 2000 des domaines biogéographiques où lesdits habitats d'intérêt communautaire ont été évalués « en état favorable » en 2012 » (en donnant le cas échéant une fourchette de valeurs, surtout si elles sont données dans les DOCOB pour les différents habitats d'intérêt communautaire. Il pourrait également s'appuyer sur le programme CarHAB, en s'inspirant des modalités de travail efficaces telles que développées au Royaume-Uni ou aux Pays-Bas. La France doit pouvoir produire une cartographie des habitats dans des délais raisonnables.

Les pondérations mises en place sont discutables. Du fait du manque d'informations pertinentes, la manière dont elles sont faites est trompeuse. Elle donne l'impression que l'on dispose d'une donnée source (superficie des habitats) dont on ne dispose pas en réalité. L'évaluation suggère de faire une moyenne pondérée de pourcentages sans passer par des superficies calculées, cela aboutirait aux mêmes résultats. En outre, comme indiqué dans la présentation, cet indicateur « surpondère » l'information pour les habitats rares. Une précision visible, y compris dans la phrase (en vert) accompagnant la valeur de l'indicateur, atténuerait en partie la mauvaise interprétation liée à cette « surpondération ».

Compte tenu du fait que l'indicateur doit être exprimé par rapport à la superficie de l'habitat, la cartographie ou la modélisation spatialement explicite des habitats probables sont les seuls moyens de pouvoir exprimer cet indicateur. La modalité surfacique de ce dernier fait que les coûts de production initiale pour réaliser une cartographie de qualité sont relativement élevés. L'échelle de calcul adaptée à cet indicateur est celle de chacun des 4 domaines biogéographiques, en France. Le calcul de l'indicateur pour une région inclue dans un seul domaine biogéographique ne poserait pas de difficulté. En revanche, l'agrégation au sein de territoires administratifs (France, régions, autres) recoupant plusieurs domaines biogéographiques doit s'accompagner d'une précision sur ce qu'est réellement l'indicateur et sur les choix d'agrégation (et qualification « en bon état ») qui sont faits.

L'évaluation s'interroge sur l'absence de rétrocalcul fait sur la base de l'évaluation DHFF / Natura 2000 de 2006. Elle suggère de proposer deux valeurs et un deuxième graphique présentant l'évolution de l'indicateur entre 2006 et 2012 (pour chacun des 4 domaines biogéographiques).

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** La robustesse de l'indicateur est moyenne. Elle dépend de la qualité, notamment cartographique, des données sources, de l'auto-formation et de la cohérence des experts, et de l'échelle de restitution (4 domaines biogéographiques vs. seul territoire national). Les principaux problèmes relevés par l'évaluation sont l'accessibilité aux données et leur homogénéité. Des biais peuvent en effet affecter la robustesse, par exemple, le nombre de sites Natura 2000, ou la cartographie/recensement des différents types d'habitats naturels en leur sein, peut varier d'une fois sur l'autre. De même, l'évaluation du « bon état » se fait à dire d'experts, or ces derniers changent en partie d'une fois sur l'autre et l'effet « observateur » est aussi important même s'il est atténué par la collégialité de l'évaluation. Pour limiter ces biais, la confrontation des experts des 4 domaines biogéographiques pourrait être envisagée pour harmoniser au maximum leurs

approches de l'évaluation. Une cartographie fine et harmonisée des sites Natura 2000 pour valider les pourcentages d'occupation des différents habitats naturels (et leur état écologique) pourrait être envisagée, comme un échantillonnage sur le reste du territoire pour mesurer l'état écologique des habitats naturels hors des sites Natura 2000. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données (habituellement 6 ans pour Natura 2000) aurait une incidence sur la robustesse. La connaissance et la délimitation des sites Natura 2000, ainsi que les dires d'experts, peuvent d'autant plus varier que les intervalles de temps sont plus importants. L'indicateur est plus robuste lorsqu'il est pris domaine biogéographique par domaine biogéographique, notamment du fait que les experts sont les mêmes pour un même domaine biogéographique.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est moyenne, pour les mêmes raisons avancées que pour la robustesse. Les imprécisions peuvent découler d'incertitudes relatives à la superficie effectivement occupée par les différents habitats naturels au sein des sites Natura 2000 et de l'état écologique des habitats naturels (évalués à dire d'experts). Le niveau de précision actuel ne permet peut-être pas de refléter le phénomène, en particulier si les variations observées d'une fois sur l'autre sont moins importantes que les erreurs de précision. Une cartographie fine des habitats naturels de l'ensemble des sites Natura 2000 et une cartographie nationale des végétations et habitats naturels remise à jour tous les 6 ans permettraient de produire un indicateur précis. L'étendue des différents habitats naturels peut varier entre deux collectes de données. Dans le cas d'un intervalle de temps allongé, cela peut rendre plus difficile l'identification de l'incertitude liée à la cartographie et/ou à l'expertise au regard de l'évolution naturelle de l'étendue et de l'état écologique des habitats. Plus l'échelle territoriale est petite (nationale ou supranationale), plus les sources d'incertitude et l'accumulation des imprécisions sont importantes, et moins l'indicateur a des chances d'être précis. Il est en outre possible qu'au niveau local, on puisse avoir des informations très précises pour certains sites Natura 2000 et très mauvaises pour d'autres, selon les moyens mis en œuvre pour les documenter.

- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible, voire trop sensible par rapport à la qualité des données sources. Il peut être porteur d'artefacts. L'indicateur détectera un changement de 1%, ce qui est suffisant. La limite supérieure est de 100%. Le pas de 6 ans ne permet pas de détecter rapidement des événements brefs et extrêmes, ce ne serait pas souhaitable dans l'état actuel de production de l'indicateur. En revanche, une cartographie fine des végétations et habitats naturels, couplant connaissance du terrain et télédétection par exemple, permettrait de surveiller utilement et d'alerter sur d'éventuels changements brefs ou inhabituels. Il y a trop d'approximations dans l'estimation des superficies représentées par les différents habitats naturels et trop de subjectivité dans ce qu'est « le bon état » des habitats. Une cartographie suivant une méthodologie validée collégialement, y compris pour mesurer le bon état des habitats permettrait de détecter les changements pertinents. L'indicateur pourrait indiquer un changement qui n'a pas eu lieu, du fait des incertitudes trop importantes : la valeur pourrait varier d'une fois sur l'autre (entre 2006 et 2012 par exemple) en reflétant davantage des avis d'experts différents qu'une réelle évolution de la situation sur le terrain. Il pourrait ne pas détecter un changement qui a eu lieu pour les mêmes raisons. Il s'agit d'un indicateur composite, les informations recueillies pour chaque domaine biogéographique sont indépendantes des trois autres. La sensibilité de l'indicateur ne sera pas la même selon l'échelle territoriale. Plus on est proche d'une échelle locale et du terrain, plus on doit pouvoir contrôler la sensibilité. L'évaluation indique que l'indicateur présenté ici est en réalité un indice, agrégeant les indicateurs calculés et documentés pour 4 domaines biogéographiques distincts. Il serait dès lors souhaitable de le présenter comme tel.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme étant peu fiable, bien que sa fiabilité ait été améliorée depuis 2006. Il peut ne pas varier dans le sens du phénomène décrit, du fait des imprécisions déjà évoquées. Sa fiabilité peut être affectée par un changement d'intervalle de temps entre deux collectes de données. Il pourrait ne pas détecter des phénomènes cycliques ou contradictoires d'une partie du territoire à une autre. L'indicateur sera plus fiable à une échelle plus locale car on limite le risque d'agréger des réalités contradictoires, et notamment plus fiable à l'échelle de chacun des 4 domaines biogéographiques qu'à l'échelle nationale.

- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la

biodiversité, les habitats naturels sont eux-mêmes caractérisés par une diversité d'espèces et le bon état d'un habitat signifie que la diversité des espèces le constituant est effectivement observée. Un habitat en bon état représente aussi un habitat d'espèces de la faune, de la fonge, etc. La couverture géographique des habitats permet d'avoir des informations constituant une base solide pour une meilleure définition d'une politique efficace pour la protection et la gestion de la biodiversité. La superficie des habitats permet de connaître le degré de fragmentation et l'état d'érosion des habitats, et les liens avec des espèces qui dépendent de ces habitats. Ces informations surfaciques doivent permettre de cibler une planification régionale pour la conservation de la biodiversité. L'indicateur a également un lien avec le fonctionnement des écosystèmes. En principe, le bon fonctionnement des écosystèmes est lié à leur bon état écologique (richesse spécifique etc.). De plus, à partir d'une connaissance de la proportion des habitats d'intérêt communautaire, il y a un lien direct avec l'interprétation des patrons et processus écologiques ainsi qu'un lien avec des traits fonctionnels qui peuvent être analysés à partir des connaissances de la couverture géographique des habitats. De la même manière, un habitat naturel en bon état (qui devrait aussi correspondre à un habitat fonctionnant bien) doit fournir davantage de services écosystémiques, comme des services d'approvisionnement (pour l'agriculture, l'agroforesterie, la qualité de l'eau et des sols...), culturels (récréatif, enrichissement spirituel…) et touristiques (qualité des paysages, gestion du tourisme…). 100% des superficies des habitats d'intérêt communautaire des sites Natura 2000 en bon état signifierait un bon état de la biodiversité qui leur correspond (espèces constitutives de l'habitat, espèces hébergées dans l'habitat, espèces dépendant des services rendus par l'habitat...). Le lien direct avec la qualité de l'habitat permet en outre de fournir des informations nécessaires à une gestion intégrée du tourisme, des mesures de protection (« trade off » entre production et conservation), des continuités écologiques, des mesures compensatoires. Enfin, selon l'évaluation cet indicateur peut être pertinent mais il doit être analysé à partir d'une cartographie des habitats afin d'obtenir une mesure spatialement explicite de la couverture des habitats et produire une analyse robuste et harmonisée avec l'Europe. Cet indicateur devrait en outre être présenté en parallèle de l'indicateur « Etat de conservation des habitats naturels », et de façon cohérente dans le choix des intitulés, des termes, des explications, etc.

- **Données** : L'indicateur doit être analysé à partir d'une cartographie des habitats. Les données sources devraient rester exprimées en pourcentage, telles que présentées dans la base de données Natura 2000 de l'INPN. Il serait bien d'indiquer en légende du tableau des données sources la signification des 4 couleurs. La fréquence de mise à jour est assez importante (6 ans), mais nécessaire pour un suivi efficace des changements des écosystèmes. L'évaluation demande pour quelle raison les données de l'évaluation DHFF / Natura 2000 de 2006 ne sont pas inclues ici et souligne qu'un passage à l'outre-mer est difficilement possible, car la nomenclature Natura 2000 est non opérante. Un changement d'échelle spatiale ou temporelle pourrait s'accompagner de biais en termes de collecte de données, liés par exemple aux dires d'experts. Il faudrait idéalement disposer d'une cartographie à 1/25000, voire 1/10000, comme échelle d'analyse.

E - Propositions d'amélioration

L'évaluation insiste sur le besoin d'une cartographie nationale fine des végétations et des habitats naturels sur l'ensemble du territoire, alliant relevés de terrain et télédétection, et permettant un suivi continu. Elle souligne que l'indicateur semble découler de l'une des recommandations de l'évaluation de 2013 de l'indicateur « Etat de conservation des habitats naturels », concernant la nécessité d'avoir une information sur les superficies. Cependant, toutes les recommandations faites sur cet autre indicateur n'ont pas été intégrées dans la production de celui-ci, par exemple la comparaison entre 2006 et 2012.

F - Bibliographie des évaluateurs

Alleaume, S., Corbane, C., Deshayes, M. (2013) Capacités et limites de la télédétection pour cartographier les habitats naturels, MEEDDE, 71 p.

Alleaume, S., Corbane, C., Deshayes, M., Luque, S., Redon, M. 2015 (VF) Chapitre 3 - Les systèmes de classification comme outils pour la cartographie de la végétation (p 32-38); EEA Rapport Technique Cartographie des habitats terrestres en Europe: une vie d'ensemble. Service du Patrimoine Naturel, France MNHN-EEA rapport 149 Pages ISBN: MNHN 978-2-85653-777-0.

Corbane, C., Alleaume, S., and Deshayes, M. (2013) Mapping natural habitats using remote sensing and sparse partial least square discriminant analysis. Int. J. Remote Sens. 34, 7625–7647.

Díaz Varela, R., Ramil Rego, P., Calvo Iglesias, S., and Muñoz Sobrino, C. (2008) Automatic habitat classification methods based on satellite images: A practical assessment in the NW Iberia coastal mountains. Environmental Monitoring and Assessment, 144: 229-250.

Estes, L.D., Reillo, P.R., Mwangi, A.G., Okin, G.S., Shugart, H.H. (2010) Remote sensing of structural complexity indices for habitat and species distribution modeling. Remote Sensing of Environment, 114: 792-804.

Le Roux, M., Maréchal, D., Thierion, V., Sanz, T., Isenmann, M., Luque, S. (2016) Méthodologies De La Modélisation De Distribution Spatiale Appliquée À La Cartographie Des Végétations Naturelles Ou Semi-Naturelles (Mapping vegetation in altitudinal habitats) Technical Report IRSTEA: National Project CARHAB, France, 19 p. DOI: 10.13140/RG.2.1.4769.9606.

Lucas, R., Medcalf, K., Brown, A., Bunting, P., Breyer, J., Clewley, D., Keyworth, S., and Blackmore, P. (2011). Updating the Phase 1 habitat map of Wales, UK, using satellite sensor data. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 66: 81-102.

Maréchal, D., Mikolajczak, A., Sanz, T., Isenmann, M., Luque, S., 2014. Modélisation des compartiments phyto-écologiques des milieux ouverts d'altitude par la théorie des graphes et les modèles de distribution d'espèces. MEEDDE-Irstea, Grenoble 60 p..

Mikolajczak, A., Maréchal, D., Sanz, T., Isenmann, M., Thierion, V., Luque, S. (2015) Modelling spatial distributions of alpine vegetation: A graph theory approach to delineate ecologically-consistent species assemblages. Ecological Informatics 30:196-202. Doi:10.1016/j.ecoinf.2015.09.005.

Nagendra, H. (2001) Using remote sensing to assess biodiversity. Int. J. Remote Sens. 22, 2377–2400

Nagendra, H., Lucas, R., Honrado, J. P., Jongman, R. H. G., Tarantino, C., Adamo, M., & Mairota, P. (2013) Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats, Ecological Indicators 33: 45–59.

Olivier J., Hendoux F., Gaudillat V. & Deshayes M., (coord.). 2010. Cadre méthodologique pour une cartographie nationale des végétations naturelles et semi-naturelles terrestres en France (2010-2018, et au delà). FCBN, MNHN-SPN, Cemagref, Ministère de l'Ecologie (MEEDDM), Paris, 171 p.

Pettorelli, N., Owen, H. J. F. and Duncan, C. (2016) How do we want Satellite Remote Sensing to support biodiversity conservation globally? Methods in Ecology and Evolution, 7, 656–665 doi: 10.1111/2041-210X.12545Redon, M. (2012) Synthèse bibliographique sur les expériences de Modélisation de la végétation en Europe et En France. Irstea - Grenoble.

Redon, M., Isenmann, M., Sanz, T., & Luque, S. 2012. Prédiction de la distribution d'alliances de végétation des milieux ouverts d'altitude à l'aide de l'approche dite du maximum d'entropie. Livrable n° A.2.3.3 programme CarHAB (MEDDE) (pp. 1–77). Grenoble: IRSTEA, FCBN, CBNA, MEDDE. DOI: 10.13140/2.1.2352.6720.

Thierion V., Alleaume S., Jacqueminet C., Vigneau C., Renaud J., Michel K., Breton V., Luque S. (2014). The potential of Pléiades imagery for vegetation mapping: an example of grasslands and pastoral environments IEEE-Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection (RFPT) 28 :105-110.

Thierion, V.; Renaud, J.; Mikolajczak, A.; Isenmann, M.; Marechal, D.; Sanz, T.; Roig J.; Luque S.; Choler, P. (2014) Cartographie Haute résolution des Milieux Ouverts d'altitude : pelouses, prairies, landes de l'Isère. Isère Conseil General, Rapport final 36 pp. Grenoble, France DOI: 10.13140/2.1.3517.7284.

Référencement

Luque, S., Olivier, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Surfaces d'habitats naturels en bon état ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

SURFACES EN AIRES PROTÉGÉES TERRESTRES EN MÉTROPOLE

Proportion de la superficie terrestre du territoire métropolitain classée en aires protégées (protection forte)

Code indicateur
SNB-B05-12-APT1
Évaluation FRB- i-BD² : N°53

Évaluation réalisée par
Joan Van Baaren
Isabelle Witté

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
9 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Objectifs secondaires
A3 - Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

Dernière évaluation
2013

L'évaluation s'inscrit dans la continuité de la précédente évaluation. Selon elle, il est nécessaire de prendre en compte toutes les surfaces protégées afin de mesurer l'effort fourni au niveau national. Elle souligne également qu'aucune indication n'est donnée sur la connectivité entre ces zones protégées ni sur l'efficacité de ces mesures de protection sur la biodiversité.

A – Présentation et interprétation de l'indicateur

L'indicateur présente les surfaces en aires protégées terrestres en France métropolitaine et l'évolution de ces surfaces tous les deux ans par rapport à la surface métropolitaine totale.

L'indicateur s'inscrit dans trois orientations stratégiques de la SNB. Il est très pertinent pour l'orientation B « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer », dans la mesure où la sauvegarde d'aires protégées contribue à maintenir la biodiversité. Cependant, l'indice ne tient pas compte des connectivités entre aires protégées et des surfaces de chacune. En effet, théoriquement, plus la surface d'habitats classés en protection forte est importante, mieux la biodiversité devrait être protégée, les aires sous forte protection devant être des habitats en état de conservation favorable. L'indice ne donne aucun élément quant à la connectivité des zones ni l'efficacité des mesures de protection sur la biodiversité.

Il est également pertinent pour l'orientation D « Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité » car la protection d'une aire soustrait bien cette aire aux pressions liées aux activités humaines. L'indice n'évalue cependant pas les services écosystémiques fournis par ces surfaces protégées et des pressions, comme le changement climatique, continuent de s'exercer. En revanche, l'indicateur est moins pertinent concernant l'orientation A « Susciter l'envie d'agir pour la biodiversité », dont l'enjeu majeur est l'établissement d'un lien entre action individuelle et intérêt collectif. Ce lien est limité car l'action individuelle n'est pas directement concernée ici.

L'indicateur est associé à trois objectifs. S'il peut apporter des éléments permettant de tous les réaliser, des limites sont néanmoins à souligner. L'indicateur montre l'évolution des surfaces protégées mais il ne s'intéresse pas directement aux espèces (B4). L'observation de son évolution ne permet pas d'avoir des informations sur le maintien des espèces menacées. L'objectif B5 quant à lui traite principalement de la mise en

place de la trame verte et bleue et d'un réseau d'infrastructures. Or, le problème majeur de l'indicateur est justement de ne pas tenir compte de la connectivité entre les zones protégées et de seulement évaluer leur surface totale. Enfin, concernant l'objectif B6, l'indicateur ne donne pas d'élément sur le degré de qualité des surfaces protégées, ni leur état de restauration ou de dégradation (par exemple, sous l'influence des changements climatiques).

L'intitulé de l'indicateur correspond à sa description et précise bien le type d'aires protégées pris en compte, ce que la lecture du titre seul ne permet pas de déterminer.

La présentation de la valeur (« 1,35% en février 2015 ») n'est pas en adéquation avec l'intitulé de l'indicateur qui mentionne une valeur en km2 . La phrase correspond en revanche parfaitement au second graphique proposé. Par ailleurs, les explications relatives à « *L'augmentation globale de la proportion du territoire en aires protégées donne un premier aperçu de la réponse apportée face aux enjeux de l'érosion de la biodiversité. L'analyse par grande catégorie et par type d'aires protégées permet d'affiner l'interprétation* » ne sont pas totalement correctes. L'indicateur est la réponse en termes de protection de surfaces supplémentaires, alors qu'il y a d'autres réponses aux enjeux de l'érosion de la biodiversité, par exemple la restauration des milieux. De plus, le graphique sur l'évolution ne prend en compte que la somme totale des surfaces et ne montre pas l'évolution des différentes catégories. Il n'y a donc pas véritablement « d'analyse » par catégorie, seulement une présentation des dernières données sur les catégories.

La valeur de l'indicateur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance, et cela n'est pas nécessaire puisque ce sont des données brutes. Selon l'évaluation, il ne s'agit pas d'un indicateur mais d'un ratio de valeurs.

Les illustrations complètent l'indicateur et fournit le résumé des valeurs antérieures. Le second graphique sur l'évolution pourrait, pour chaque barre d'année, donner le pourcentage de chaque type de surface considérée afin de correspondre aux explications. Il serait également intéressant de représenter ces espaces sur une carte de France, avec des couleurs différentes pour ce qui a été protégé chaque année, de façon à voir la progression. Des cartes montrant pour chaque année les territoires protégés pris en compte par cet indice par rapport aux autres types de territoires protégés pourraient aussi être intéressantes[1].

L'interprétation de la valeur de l'indicateur n'est pas sujette à erreur et il n'existe pas de biais de visualisation. Le second graphique montre que le pourcentage de surfaces protégées passe de 1,27% en 2011 à 1,35% en 2015. Si la progression continue à ce rythme, il atteindra seulement 1,41% en 2019. Ces chiffres apparaissent très bas et en très faible augmentation, ce qui peut donner une impression négative au lecteur alors que la réalité est peut-être plus positive. Le graphique ne permet pas de le dire.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Selon l'évaluation, les possibilités de rétro-calcul sont en réalité assez limitées puisque la somme des surfaces d'aires protégées est issue d'un SIG. Néanmoins, les couches SIG concernées sont disponibles sur l'INPN, tout le calcul est donc reproductible.

Il n'y a pas de valeurs de l'indicateur ayant une signification particulière. L'indicateur est toutefois associé à une valeur cible, établie par la loi Grenelle II : 2% de la surface nationale d'ici 2019. Le graphique 2 montre cependant clairement que cet objectif a peu de chances d'être atteint si la progression continue au rythme présenté depuis 2011.

Cet indicateur n'est pas pertinent dans tous les contextes. Il l'est pour les zones considérées (zones à protection forte), mais pas pour l'ensemble des zones protégées en France métropolitaine. Il a donc un intérêt assez restreint.

L'échelle de restitution est la France métropolitaine terrestre, le grain de précision est le km². Ce qui semble être une échelle adéquate. De façon générale, un indice liant la

1 Carpotorti et al. (2012) propose des cartes recensant les différents types de territoires protégés.

surface en habitats protégés par rapport à une surface étudiée peut être utilisé à toutes les échelles (locale, régionale [2], nationale, européenne, etc.). Néanmoins, l'indice se réfère à un objectif strictement national, il n'a pas vocation à être décliné à d'autres échelles. Ces échelles présentent en outre des limites dans l'obtention des données et du fait que les surfaces en zones protégées (protection forte) sont restreintes à des échelles infranationales. Si l'ensemble des surfaces protégées était pris en compte, alors des échelles infranationales seraient envisageables. Pour des échelles plus larges se posera le problème de l'homogénéité, la zone à protection forte ne sera pas forcément la même selon les pays.

Un tel changement d'échelle pourrait avoir des incidences sur la pertinence de l'indicateur, celui-ci n'ayant pas véritablement vocation à être décliné. Comme l'indicateur correspond à l'application de la loi Grenelle II en France métropolitaine, un changement d'échelle spatial va obligatoirement modifier la valeur cible de 2% en 2019. Concernant l'échelle temporelle, l'indicateur est mis à jour tous les ans et le graphique propose sa valeur tous les deux ans. Un changement d'échelle temporelle ne semble pas vraiment pertinent, d'autant plus qu'avec un enjeu fixé à 2019, l'indicateur sera prochainement « hors service », ou du moins hors délai.

Tout changement spatial changera obligatoirement la relation entre l'indicateur et le phénomène décrit, puisqu'il concerne les aires protégées en France métropolitaine terrestre.

C – Production de l'indicateur

La manière de calculer l'indicateur est claire. La valeur de cet indicateur comporte au numérateur la surface en aires protégées (dont les différentes catégories sont précisément listées et limitées) et au dénominateur la surface terrestre métropolitaine. L'indicateur ne peut donc pas être mesuré de différentes manières, sauf à prendre en compte différents types de surfaces protégées. Les surfaces sont mesurées à partir de données SIG et le référentiel peut éventuellement changer. Le calcul pourrait être reproduit à condition de disposer de quelques connaissances en matière de SIG.

Il n'y a pas d'autres modes de calcul et il n'y a pas lieu de faire varier les méthodes de calcul, il s'agit d'une valeur exacte.

Il n'y a pas de pondération ni de problèmes inhérents au calcul de l'indicateur.

L'évaluation suggère de citer l'INPN dans les sources des contours des sites.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation et rejoint ses remarques.

- **Robustesse :** L'indicateur est considéré comme très robuste. Il y a très peu de biais possibles. La fiche ONB indique que des biais peuvent venir du manque de remontée des données, mais que pour le calcul de cet indice, seules les données fiables ont été prises en compte, ce qui limite le périmètre couvert par l'indicateur. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur la robustesse de l'indicateur, dans la mesure où la date de chaque publication est indiquée. Cet indicateur est par ailleurs national et ne peut changer d'espace sans de profondes modifications. L'indicateur est robuste car il ne prend en compte que des données contrôlables et ne retient que les types d'espaces protégés pour lesquels les données spatialisées sont produites et suffisamment organisées pour être mobilisables à l'échelon national. Les exclusions de certains espaces protégés donnent néanmoins à cet indicateur une portée restreinte.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est bonne. Il n'y a pas d'imprécision, l'indicateur étant basé sur des valeurs exactes. Lors de la comparaison avec des

2 Par exemple, un indice similaire est utilisé par la Région Languedoc-Roussillon : Surfaces protégées en Languedoc-Roussillon, voir http://orblr.fr/wakka.php?wiki=IndicateuR26.

valeurs antérieures, il y aura des problèmes seulement si le type d'aires protégées pris en compte est modifié. La précision est adaptée et permet de tracer les variations du phénomène observé, même si l'indicateur ne prend en compte qu'une petite partie des surfaces protégées en France. Il ne retrace donc l'évolution que de cette petite partie des surfaces protégées et mesure difficilement le niveau de l'effort politique déployé sur l'ensemble des zones à protéger. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'effet sur la précision de l'indicateur. L'intervalle de temps annuel est le plus adéquat. L'indicateur est précis pour son utilisation nationale. Un changement d'échelle impliquera probablement une modification des aires prises en compte.

- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible. Avec une présentation à 2 décimales après la virgule, il faut une augmentation de plus de 50 km² pour observer une modification de la valeur nationale. Prenant en compte cela, l'indicateur pourra mesurer si une nouvelle surface protégée est ajoutée ou supprimée. Comme la superficie terrestre française est fixe, la moindre variation se reflètera dans le pourcentage. Sa sensibilité est satisfaisante, il n'a pas besoin d'être plus ou moins sensible. Il n'y a pas de limite supérieure. L'objectif de 2% peut être dépassé sans nuire à la sensibilité de l'indice. Le processus de mise place d'une nouvelle aire protégée, surtout en protection forte, ne peut être ni bref, ni extrême. C'est généralement un évènement qui se prépare à une échéance de temps tout à fait compatible avec la valeur annuelle de cet indicateur. Les données utilisées pour calculer la valeur ne sont pas sujettes à erreur. Elles varient très peu : la surface métropolitaine est une donnée fixe et les aires protégées à protection forte ont été choisies particulièrement parce que les données récoltées sont fiables. L'indicateur n'alerte pas d'événements inhabituels, et ce n'est pas sa vocation. Il n'indiquera pas de changement qui n'a pas eu lieu, la surface de la France métropolitaine terrestre étant fixe. Toute modification au numérateur indique obligatoirement une augmentation ou une baisse des surfaces protégées et est donc représentative de l'effort politique français sur ces surfaces. Il est sous-entendu qu'un espace protégé sera favorable à la biodiversité, ce qui n'est pas toujours le cas. Des aires protégées ne permettent pas toujours de diminuer l'érosion de la biodiversité, en particulier si elles sont trop petites ou peu connectées entre elles. L'indicateur ne manquera pas de détecter un changement qui a eu lieu, dans les limites des zones de haute protection. Si un changement de statut intervient sur les zones protégées, l'indicateur perdra sa fiabilité. Enfin, l'indicateur n'a pas pour vocation de mesurer des changements rapides. Il évolue très lentement, l'objectif de 2% de surfaces protégées en 2019 a peu de chances d'être atteint.
- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme étant fiable. L'indicateur variera dans le même sens que le phénomène décrit. Cela dit, comme la surface terrestre métropolitaine est une valeur fixe, l'évolution de la proportion de surfaces protégées concernées est représentative d'un certain type de réponse (aires protégées prises en compte par cet indicateur). L'indicateur est donc toujours représentatif de l'intensité de la réponse, mais il concerne les habitats protégés par des mesures de protection forte uniquement, et n'est donc pas représentatif de la réponse globale au niveau français sur l'ensemble des surfaces protégées. Ainsi, si la réponse globale au niveau français augmente mais ne porte que sur la protection de zones non prises en compte par cet indicateur, celui-ci stagnera sans refléter l'effort national. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aura pas d'incidence sur la fiabilité de l'indicateur. L'indicateur est fiable par rapport à sa définition, l'évolution des surfaces en zones de forte protection au niveau national. Il n'est pas efficace pour détecter l'évolution de l'ensemble des zones protégées au niveau français, ce qui diminue son efficacité globale. Il sera plus fiable si les contours des aires protégées ne sont pas ajoutés avant que la mise en place soit effective, afin d'éviter tout risque d'erreur ou d'anticipation. L'indice ne peut pas reculer.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, il est lié aux mesures de conservation de la biodiversité et aux objectifs politiques établis pour le réseau d'aires protégées. Cependant, l'évaluation rappelle que ce lien n'est pas toujours établi, et que la cohésion à une plus grande

échelle des différents espaces protégés est nécessaire (Brochure SCAP, Rapport UICN Martinez (2007), Bunce et al. (2012), Cantarello & Newton (2008), Bertolero & Oro (2009), Tomaselli et al. (2012)). Il n'y a pas de lien direct avec le fonctionnement des écosystèmes ni les services écosystémiques. Les habitats dans les aires protégées bénéficiant d'une protection forte constituent généralement des écosystèmes fonctionnels qui peuvent être directement liés à des services écosystémiques. Le lien peut ici être indirect, par l'intermédiaire des espèces d'intérêt communautaire qui sont dans les habitats concernés, si elles-mêmes sont liées à ce service [3]. On peut supposer que les habitats bénéficiant d'un statut de forte protection sont dans un état de conservation favorable et auront des liens de tout type avec les services écosystémiques. L'hypothèse principale liée à cet indicateur est qu'une aire protégée sous un régime de forte protection constitue un habitat favorable à la protection de la biodiversité. Cette hypothèse ne tient pas compte de la connectivité entre les habitats ni de la taille des habitats protégés. Les valeurs de cet indicateur n'informent pas sur la relation avec la biodiversité. Elles ne reflètent pas l'existence de possibles points d'inflexion. Elles représentent une réponse politique. Une évaluation de l'impact de ces zones protégées sur la protection de la biodiversité est cependant nécessaire. Des indicateurs portant des objectifs régionaux seraient de bons compléments afin d'intégrer une distribution des aires protégées dans l'ensemble du territoire. De la même manière, des indicateurs faisant le lien entre la biodiversité connue (hotspots de biodiversité, cartes d'habitats...) et le positionnement des aires protégées permettrait de remettre en perspective la surface par rapport à l'intérêt des aires protégées en terme de conservation. Un indicateur prenant en compte l'ensemble des surfaces protégées en France, quel que soit leur statut, serait un bon complément.

- **Données** : L'évaluation de 2013 suggérait d'élargir les données prises en compte, mais cela n'a pas été fait. Un changement d'échelle implique la définition de valeurs cibles adaptées à chaque région. Un changement d'échelle spatiale devra s'accompagner très probablement de la prise en compte d'autres types d'espaces protégés. La déclinaison pour l'outre-mer est déjà faite au travers de l'indicateur « Surfaces en aires protégées terrestres en outre-mer ». Toutefois, si un changement d'échelle spatiale est réalisé, et que d'autres types d'espaces sont pris en compte, il pourra y avoir des biais au niveau de la fiabilité des données. Le changement d'échelle temporel ne devrait pas poser de problème, sauf si le pas de temps est plus court et si les données sont longues à collecter.

E – Propositions d'amélioration

La fiche ONB indique dans la partie avantages que l'indicateur « *renseigne sur l'un des principaux piliers de la protection de la nature. Les comparaisons sont possibles aux échelles européenne et internationale* ». En réalité, il donne simplement la surface et non l'état de conservation des surfaces en question ni l'intérêt de ces surfaces pour la biodiversité. Concernant les comparaisons possibles aux échelles européennes et internationales ou entre pays, il faudrait que les définitions des types d'aires protégées trouvent une correspondance à ces échelles. Or, ceux-ci sont liés à la législation française, il n'existe pas d'équivalent exact dans d'autres pays.

L'évaluation formule plusieurs propositions de développement concernant cet indicateur.

En termes de recherche, un travail sur les micro-refuges, qui peuvent être importants comme zone « source » de biodiversité, pourrait permettre de qualifier les surfaces protégées et améliorer la pertinence de l'indicateur (voir Mackey[4] et al. 2012). Une autre voie de recherche serait de s'intéresser aux liens entre les différents habitats protégés : sont-ils reliés ou isolés ? La fragmentation des habitats est en effet un facteur aussi important que les aires protégées pour lutter contre l'érosion de la biodiversité. Comme

3 Par exemple, une espèce qui est maintenant menacée et qui est une espèce patrimoniale. Maes et al. (2012) : «*We demonstrated that habitats in a favourable conservation status provided more biodiversity and had a higher potential to supply, in particular, regulating and cultural ecosystem services than habitats in an unfavourable conservation status*».

4 Les micro-refuges peuvent fonctionner comme des sources pour certaines espèces. Les auteurs lient cette idée à un indice de surfaces protégées et montrent que ces micro-refuges sont importants pour la protection de la biodiversité.

cet indice ne s'intéresse qu'à de très petites surfaces par rapport à l'ensemble du territoire, évaluer les connexions entre elles peut être important[5]. Enfin, des recherches pourraient permettre d'établir des liens entre surface protégée et impact sur la protection de la biodiversité[6].

Concernant l'indicateur, il serait nécessaire de prendre en compte toutes les surfaces protégées et d'adosser un indice similaire sur l'ensemble des aires protégées, et non pas seulement celles soumises à protection forte. Pour permettre les comparaisons internationales, il pourrait être envisagé de faire le lien avec la classification des aires protégées de l'UICN pour disposer de surfaces protégées comparables. Une autre voie pourrait consister à comparer l'ensemble des surfaces protégées ou prendre en compte les surfaces protégées dont on sait qu'elles ont un impact positif sur la biodiversité (mais pas de méthode existante à ce jour admise par tous). Il faudrait également pouvoir évaluer la connectivité entre ces surfaces protégées. Le développement de seuils régionaux pour intégrer les objectifs infranationaux serait enfin utile.

Comme le suggérait la précédente évaluation, une étude de l'impact de ces zones protégées sur la protection de la biodiversité ainsi que la mesure de l'efficacité de la réponse restent nécessaires. Cela a été souligné par l'UICN « *En France, il faut souligner l'absence d'une véritable stratégie nationale pour les aires protégées. Il n'existe pas aujourd'hui en France de vision ni de doctrine partagées en la matière. Les zones importantes pour la biodiversité ne sont pas, malheureusement, toujours préservées, et les critères de mise en place d'aires protégées, incluant le choix de leur niveau de protection, demeurent encore trop souvent plus fondés sur les opportunités locales que sur le souci de mettre en place un réseau, représentatif, complet et efficace. Les rôles respectifs de l'Etat, des collectivités territoriales et des associations sont souvent confus.* ». Une telle étude pourrait modifier l'intérêt actuel de l'indicateur, si par exemple on observe que les connectivités sont plus importantes que l'intensité des mesures de protection. En effet, l'indice ne considère que les surfaces protégées par des mesures fortes et pas leurs interactions avec des surfaces protégées par des mesures plus faibles, mais qui pourraient jouer le rôle de refuges ou de connexions (Mackey et al. 2012; Geldmann et al. 2014; Kaeffer et al. 2014; Villamagna et al. 2015).

L'indicateur ne représente actuellement qu'une partie de l'effort politique de protection des surfaces. Une prise en compte d'un plus grand nombre de types d'espaces protégés ou l'ajout d'un indicateur similaire concernant les aires protégées de protection moins fortes (pouvant suivre la classification UICN) est dès lors nécessaire.

Enfin, une analyse de congruence de type « gap analysis » est pertinente, même si elle sort légèrement des objectifs de cet indicateur.

caractéristiques basées sur des listes d'espèces. Ces travaux pourraient susciter une évolution des méthodes mobilisées pour produire cet indicateur. Il serait ainsi souhaitable que celui-ci soit aménagé pour être plus robuste à de telles évolutions.

F – Bibliographie des évaluateurs

Bertolero A., Oro D. 2009. Conservation diagnosis of reintroducing Mediterranean pond turtles: what is wrong? ANIMAL CONSERVATION 12: 581-591.

Brereton T. M., Warren M. S., Roy D.B., Stewart, K. 2008. The changing status of the Chalkhill Blue butterfly Polyommatus coridon in the UK: the impacts of conservation policies and environmental factors. Journal of Insect Conservation 12: 629-638.

Brochure SCAP 2010

Bunce R.G.H., Bogers M.M.B., Evans D., Halada L., Jongman R.H.G., Mucher C.A., Bauch B., de Blust G., Parr T.W., Olsv L. 2013. The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. ECOLOGICAL INDICATORS, In Press.

5 Tomaselli et al. (2012) étudient ces effets de la fragmentation et proposent de nombreux indices d'évaluation des habitats. Saucier (2011) propose des méthodes pour évaluer l'efficacité des mesures de protection des aires sur la biodiversité. Fox et al. (2010) proposent plusieurs solutions pour des indices de ce type sur les milieux marins et discutent de leur lien avec une protection effective de la biodiversité. Figueroa et al. (2011) présentent des méthodes d'évaluation de l'efficacité d'indices liés aux surfaces protégées.

6 Voir Bunce et al. (2012), Cantarello & Newton (2008), Bertolero & Oro (2009), Tomaselli et al. (2012), Brereton et al. (2008), Hinsley & Bellamy (2000), Milan & Rodary (2010) ; Milder & Clark (2011); Thomson et al. (2001), Geldmann et al. 2014; Kaeffer et al. (2014) ; Villamagna et al. (2015).

Cantarello E, Newton A.C. 2008. Identifying cost-effective indicators to assess the conservation status of forested habitats in Natura 2000 sites. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT: 815-826.

Capotorti G, Guida D., Siervo V., Smiraglia D., Blasi C. 2012. Ecological classification of land and conservation of biodiversity at the national level: The case of Italy. BIOLOGICAL CONSERVATION 147: 174-183.

Figueroa F., Sanchez-Cordero V., Illoldi-Rangel P., Linaje M. 2011. Evaluation of protected area effectiveness for preventing land use and land cover changes in Mexico. Is an index good enough? REVISTA MEXICANA DE BIODIVERSIDAD. 82: 951-963.

Fox H.E., Soltanoff C.S., Mascia M.B., Haisfield K.M., Lombana A.V., Pyke C.R., Wood L . 2012. Explaining global patterns and trends in marine protected area (MPA) development. MARINE POLICY 36: 1131-1138.

Geldmann J., Joppa L. N., Burgess N. D. 2014. Mapping Change in Human Pressure Globally on Land and within Protected Areas. CONSERVATION BIOLOGY 28: 1604-1616.

Hinsley S., Bellamy P.E. 2000. The influence of hedge structure management and landscape context on the value of hedgerows for birds. J. Environ. Manage. 60, 33–49.

Kaeffer I., de Azevedo M., Martins S. M. 2014. Evaluation of the environmental quality of a protected riparian forest in Southern Brazil. BOSQUE 35: 325-336.

Mackey B., Berry S., Hugh S., Ferrier S., Harwood T.D., Williams K.J. 2012. Ecosystem greenspots: identifying potential drought, fire, and climate-change micro-refuges. ECOLOGICAL APPLICATIONS 22: 1852-1864.

Maes J., Paracchini M.L., Zulian G., Dunbar M.B., Alkemade R. 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. BIOLOGICAL CONSERVATION 155: 1–12.

Martinez C. (ed) 2007. Analyse du dispositif français des aires protégées au regard du Programme de travail «Aires protégées» de la Convention sur la diversité biologique - Etat des lieux et propositions d'actions. Comité français de l'UICN, Paris, France – 53 pp + annexes.

Milder J.C., Clark S. 2011. Conservation Development Practices, Extent, and Land-Use Effects in the United States. CONSERVATION BIOLOGY. 25: 697-707.

Milian J. et Rodary E. 2010. « La conservation de la biodiversité par les outils de priorisation » Entre souci d'efficacité écologique et marchandisation. Revue Tiers Monde, 202 : 33-56.

Saucier F. 2011. Développement d'une approche de planification systématique pour l'élaboration de réseaux de conservation représentatifs faits d'aires protégées qui visent la persistance de la biodiversité à long terme : Étude de cas au Moyen Nord du Québec, Saucier, Frédérique. Maîtrise de l'université Laval.

Thompson P.M., Van Parijs S., Kovacs K.M. 2001. Local declines in the abundance of harbour seals: implications for the designation and monitoring of protected areas. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY. 38: 117-125.

Tomaselli V., Tenerelli, P., Sciandrello S. 2012. Mapping and quantifying habitat fragmentation in small coastal areas: a case study of three protected wetlands in Apulia (Italy). ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT 184: 693-713.

Vanhooren R. 2006. Entre conservation et intégration : les aires protégées en Asie du sud-est continentale, 1962-2005 : une étude des parcs Cát Tiên au Viêt Nam, Si Lanna et Doi Suthep-Pui en Thaïlande. Maîtrise de l'université Laval.

Villamagna A., Scott L., Gillespie J. 2015. Collateral benefits from public and private conservation lands: a comparison of ecosystem service capacities. ENVIRONMENTAL CONSERVATION: 204-215.

Référencement

Van Baaren, J., Witté, I. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Surfaces en aires protégées terrestres de la métropole ». In: Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

SURFACES EN AIRES PROTÉGÉES TERRESTRES EN OUTRE-MER

Proportion de la superficie terrestre des territoires ultramarins classée en aires protégées (protection forte)

Code indicateur
SNB-B05-12-APT2
Évaluation FRB- i-BD² : N° 54

Évaluation réalisée par
Camille Mellin
Jean Olivier

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
23 mai 2016

Objectifs
B4 - Préserver les espèces et leur diversité

B5 - Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés

B6 - Préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

C10 - Faire de la biodiversité un moteur de développement et de coopération régionale en outre mer

Objectifs secondaires
A3 - Faire de la biodiversité un enjeu positif pour les décideurs

D11 - Maîtriser les pressions sur la biodiversité

Première évaluation

Selon l'évaluation, l'indicateur est robuste, précis, sensible, fiable et simple. Elle souligne le biais principal de fournir une valeur globale pour l'ensemble de l'outre-mer et appelle à détailler les informations pour chaque région d'outre-mer considérée afin d'assurer une bonne lecture de l'indicateur.

A – Présentation et intepretation de l'indicateur

L'indicateur fournit, pour les espaces terrestres, la proportion du territoire français d'outre-mer bénéficiant d'une protection forte : cœur de parc national, réserves naturelles, réserves biologiques, sites faisant l'objet d'un arrêté préfectoral de protection de biotope.

Il s'inscrit bien dans l'orientation B de la SNB « Préserver le vivant et sa capacité à évoluer », ainsi que dans les orientations A, C et D bien qu'elles ne soient pas indiquées.

Il est pertinent pour atteindre les objectifs qui lui sont associés, à savoir B4, B6 et C10, ainsi que les objectifs secondaires A3 et D11, bien qu'ils soient tous très ambitieux par rapport à la simplicité de l'indicateur. En revanche, il ne répond pas à l'objectif B5, il n'informe en rien sur la cohérence du réseau d'espaces protégés et aucune information n'est donnée sur leur sélection.

L'intitulé de l'indicateur ne correspond pas complètement à sa description. Celui-ci annonce des surfaces alors que l'indicateur donne une proportion. L'intitulé pourrait être reformulé ainsi : « P*art du territoire en aires protégées terrestres en outre-mer* » ou « *Aires protégées terrestres en outre-mer* ». Il serait également utile de préciser dans le sous-titre que seules les régions d'outre-mer sont concernées par l'indicateur, et non pas l'outre-mer dans son ensemble.

La phrase présentant l'indicateur est correcte. L'évaluation émet cependant un doute sur la pertinence de l'expression « augmentation globale » dans le texte sous-jacent et s'interroge sur sa signification : est-elle utilisée de manière générale ou désigne-t-elle la tendance de l'indicateur ces dernières années ? L'évaluation suggère de démarrer la phrase ainsi : « *La proportion du territoire en aires protégées donne un premier aperçu...* » ; l'information sur la progression temporelle de sa valeur pouvant intervenir dans un second temps.

La valeur de l'indicateur ne s'accompagne pas d'un intervalle de confiance. La variabilité entre les différents territoires d'outre-mer pourrait être donnée.

Concernant les illustrations, si elles reprennent globalement le message principal véhiculé par l'indicateur, plusieurs remarques peuvent être faites pour en améliorer la lecture. Alors que l'intitulé, le sous-titre, la valeur ainsi que les explications sous-jacentes évoquent des proportions, le graphique 1 présente en réalité des superficies en km2. Si cette information peut être intéressante, elle doit être présentée au regard d'une information sur les superficies totales des territoires pour avoir du sens ici. Il serait opportun de modifier le titre, par exemple : « *(Proportion des) Superficies terrestres des aires protégées (protections fortes) en outre-mer (région d'outre-mer uniquement)* ». Il s'agit dès lors de préférer le terme de « superficie » à celui de « surface », et la terminologie « en outre-mer » à celle d' « ultramarin[1] ». Cela permet également d'introduire dans le titre le fait que ni la Nouvelle-Calédonie, ni la Polynésie, ni les TAAF ne sont inclues dans l'indicateur et, de fait, dans le graphique. Par ailleurs, le nom des types d'aires protégées pourrait être accompagné d'acronymes et/ou précisions, parfois mieux connus des lecteurs[2]. Par ailleurs, un graphique de type circulaire montrant la superficie totale et les parts représentées par les différents types d'aires protégées serait préférable, de même qu'une répartition par région d'outre-mer. L'évaluation s'interroge sur la pertinence du 2e graphique qui présente une quasi non évolution (i.e. +0.06% en 4 ans), à moins d'ajouter des informations plus anciennes (par ex. date de mise en place des aires protégées). Il faudrait un paragraphe dédié à ce graphique dans les explications sous-jacentes à la valeur de l'indicateur. Enfin, une présentation cartographique pourrait aussi être bienvenue.

Les illustrations peuvent contenir des biais. D'une part, le graphique 1 présente des superficies d'aires protégées sans les rapporter aux superficies totales des territoires, donnant ainsi l'impression que presque tout le territoire ultramarin serait couvert par des « cœurs de parcs nationaux ». D'autre part, le graphique 2 accentue la valeur de février 2015 (texte en gras) et donne au premier coup d'œil l'impression d'une augmentation récente. De plus, s'agissant d'une variable continue, une représentation sous forme de courbe serait préférable.

Enfin, l'interprétation de la valeur de l'indicateur peut être sujette à erreur. Comme cela a été signalé, aucune distinction n'est faite quant aux différents territoires outre-mer, laissant penser que cette proportion s'applique à tous les territoires alors qu'elle peut être très variable d'une région à l'autre. Il s'agit d'une valeur globale, le lecteur cherchant une information pour une région d'outre-mer en particulier peut être induit en erreur en prenant la valeur globale comme représentative de la réalité pour chaque territoire. La référence dans le texte à l' « augmentation globale » peut également conduire à interpréter l'indicateur comme un taux d'évolution.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Les informations fournies par la fiche sont globalement correctes, mais apparaissent un peu décousues et appellent des précisions. Par exemple, l'acronyme SNB n'est pas défini et la catégorie « déjà présent à l'identique » pourrait être précisée. Aucun renseignement n'est donné quant aux différents types de protection retenus et leurs principales différences. Un lien hypertexte pourrait a minima être prévu. Par ailleurs, la première phrase de définition pourrait être reformulée : « *Pour les régions d'outre-mer, l'indicateur fournit la proportion du territoire terrestre bénéficiant d'une protection forte* », afin d'indiquer que seules les régions d'outre-mer sont visées. Il pourrait éventuellement être précisé, pour une bonne compréhension des lecteurs, qu'il s'agit bien d'une protection écologique : « *d'un statut de protection écologique forte* ». Il pourrait également être indiqué ce qui définit et distingue « protection forte » et « autre type de protection », avec quelques exemples de type d'aires protégées « non-fortes » (site Natura 2000).

L'indicateur n'est pas associé à une valeur ayant une signification seuil ou particulière. La valeur est exprimée en pourcentage, donc bornée entre 0 et 100. Aucune de ces valeurs n'étant en pratique atteignable, des valeurs symboliques, telles que 25%, 33%, 50%, 66%, 75%, 90%, permettraient une appréhension et une mémorisation simple de l'ordre de grandeur de l'indicateur et seraient d'éventuels objectifs successifs à atteindre.

1 Une confusion entre « terrestre » et « marin » est possible pour les lecteurs des indicateurs de l'ONB ne connaissant pas le vocabulaire « ultramarin »

2 Par exemple : « Réserve naturelle régionale - RNR », « Arrêté de protection de biotope - APB », « Réserve biologique – RB ONF » (préciser ONF pour les non-initiés), « Réserve naturelle nationale - RNN », « Cœur de parc national - PN ».

La fiche ONB ne mentionne pas non plus de valeur cible, ce dont s'étonne l'évaluation. Celle-ci relève une absence d'objectif à long terme, à la différence des superficies en aires protégées en métropole (loi Grenelle[3]). Un certain nombre d'objectifs sont également fixés au niveau international[4]. En revanche, la SNB 2011-2020 (objectif 5 « Construire une infrastructure écologique incluant un réseau cohérent d'espaces protégés ») ne fixe pas d'objectif chiffré particulier pour les territoires d'outre-mer.

L'indicateur sera plus ou moins pertinent selon le contexte. Il ne s'applique en effet qu'aux zones susceptibles d'être protégées et ne sera pas pertinent dans les zones urbanisées ou exploitées pour leurs ressources (mines) car celles-ci ne seront probablement jamais inclues dans le réseau d'aires protégées. Il est plus facile de créer des km2 d'aires protégées en Guyane par exemple, incluant de vastes étendues de forêts peu occupées par les humains, que dans des zones fortement fréquentées et/ou exploitées.

Concernant l'échelle territoriale de restitution et le grain de précision de l'indicateur, la présentation d'une valeur globale pour « l'outre-mer » français pose une nouvelle fois question, s'agissant de territoires fortement disjoints et différents (îles, continent) et d'étendues et types de couverts forestiers très divers. Une présentation pour chaque région d'outre-mer avec une valeur de synthèse pour les trois régions insulaires (Réunion, Martinique et Guadeloupe) serait bienvenue. L'échelle de chacune des régions d'outre-mer pourrait être plus adéquate.

Un changement d'échelle spatiale ou territoriale peut changer la pertinence de l'indicateur. Selon le niveau d'érosion de la biodiversité dans une collectivité, il peut être plus ou moins nécessaire d'y protéger les espaces naturels que dans une autre, or cette considération ne peut pas être prise en compte à l'échelle globale. En outre, la part du territoire des régions d'outre-mer françaises en protection écologique forte n'a pas la même pertinence au regard des enjeux territorialisés de biodiversité. Par exemple, même si la proportion apparaît grande pour la Guyane et les régions d'outre-mer françaises, elle reste presque anecdotique à l'échelle de l'Amazonie et des enjeux de préservation (ponctuelle ou en réseau) des forêts tropicales humides à l'échelle de la planète.

De la même manière, un changement d'échelle peut avoir une incidence sur la relation entre l'indicateur et le phénomène qu'il décrit. En effet, il s'agit d'une valeur relative à un territoire délimité (et aux frontières administratives relativement arbitraires), qui considérée à une autre échelle, par exemple l'Amazonie ou le « Plateau des Guyanes », serait différente. De plus, des différences entre collectivités, impossibles à apprécier à l'échelle nationale (outre-mer), peuvent signifier un effort de protection de la biodiversité très variable.

C – Production de l'indicateur

La manière dont est calculée l'indicateur est simple et claire. D'autres méthodes de calcul pourraient aboutir à un résultat différent, et par exemple générer un double comptage d'aires protégées (arrêté de protection de biotope ou réserve naturelle) qui seraient inclues dans des aires protégées plus grandes. Il pourrait également y avoir des résultats différents selon la manière de calculer la superficie « réelle » des territoires (type de prise en compte de la courbure de la Terre, des déformations du géoïde terrestre, de la présence des montagnes, etc.). Cela pourrait néanmoins affiner le calcul.

Il ne semble pas y avoir de problème inhérent au calcul. Néanmoins, un pourcentage exprimé pour chaque région puis agrégé au niveau national serait plus pertinent, de même qu'un histogramme avec une barre pour chaque territoire et différentes sections/couleurs selon les types de protection.

Enfin, comme indiqué ci-dessus, une définition des différents types de protection serait utile.

3 L'article 23 de la loi Grenelle I du 3 août 2009 prévoit « *Une stratégie nationale de création d'aires protégées terrestres identifiant les lacunes du réseau actuel [...] afin que 2 % au moins du territoire terrestre métropolitain soit placé dans les dix ans sous protection forte* », mais n'évoque pas les territoires d'outre-mer.

4 L'Objectif 1 du programme de travail de la Convention sur la diversité biologique (CDB) prévoit pour la biodiversité insulaire de « Promouvoir la conservation de la diversité biologique des écosystèmes, des habitats et des biomes insulaires » et vise « 10 % des régions écologiques insulaires conservés » (voir Benzaken et Renard, 2011). L'Objectif 11 d'Aichi (CDB) préconise quant à lui des aires de conservation gérées efficacement et équitablement, couvrant au moins 17% des zones terrestres de la planète d'ici 2020, objectif globalement atteint pour les régions d'outre-mer françaises.

D – Analyse de l'indicateur

- **Robustesse :** L'évaluation considère que l'indicateur est robuste. D'éventuels biais pourraient être issus d'erreurs cartographiques ou de la validité des superficies prises en compte (inclusion de Mayotte, modification des frontières de la Guyane du fait des fleuves assez mobiles, extension de l'île de la Réunion suite à des éruptions du Piton de la Fournaise, etc.), et en cas de changement de réglementation. La valeur calculée de l'indicateur pourrait alors varier sans que les superficies d'aires protégées ne changent. Il serait dès lors nécessaire de vérifier la validité des aires protégées et leurs limites géographiques, et de communiquer l'indicateur sous forme d'un binôme de valeurs : superficie et pourcentage du territoire. Cela demanderait des mises à jour régulières de la base de données cartographique et une validation sur le terrain. Une précision dans la présentation de la production de l'indicateur sur les dates des calculs des superficies de référence des régions concernées serait également utile. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données affecterait la robustesse. Cela pourrait être dû, par exemple, à une modification de la réglementation d'un type de protection et ne lui conférerait plus le statut de « protection forte », ou encore à la création d'un nouveau type de protection forte. Cela nécessite de réactualiser les définitions à chaque suivi et de contrôler la pertinence des aires protégées visées. L'indicateur est robuste quelle que soit l'échelle territoriale. Toutefois, s'il reste robuste dans l'absolu s'agissant d'une valeur relative à la superficie de territoires donnés, plus les territoires visés sont nombreux et disjoints géographiquement, plus les biais possibles peuvent également être nombreux et divers. Ils pourraient alors ne pas être tous bien contrôlés ou intégrés.

- **Précision :** La précision de l'indicateur est très élevée. D'éventuelles imprécisions pourraient venir de la diversité des sources de données, du mode de calcul de la superficie réelle des territoires (en intégrant ou non les déformations du géoïde terrestre, le relief des montagnes, etc.), et potentiellement des référentiels géographiques. L'utilisation du même SIG et des mêmes projections devrait suffire à réduire ces imprécisions. Le fait d'utiliser ici les superficies calculées pour l'ensemble des territoires suivant la projection Lambert 93 de l'IGN, garantit en principe une bonne précision des mesures. L'indicateur est assez précis pour retracer les variations du phénomène qu'il décrit. Il pourrait être intéressant de considérer un grain plus fin, afin par exemple de déterminer si une augmentation de l'indicateur reflèterait davantage d'aires protégées dans l'ensemble des collectivités ou seulement dans certaines d'entre elles. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes aurait un effet sur la précision de l'indicateur si la méthode de cartographie change dans cet intervalle. Il faudrait alors s'assurer de sa compatibilité avec la méthode précédente. En outre, un pas de temps plus long peut laisser plus de place à la survenue de modifications topographiques (surrection des montagnes, apparition de nouvelles terres émergées, déplacement des fleuves, coulées volcaniques, etc.), qui ne seraient pas nécessairement bien intégrées dans les mesures de superficie. L'indicateur est précis quelle que soit l'échelle géographique, car c'est un pourcentage défini au niveau régional dont la somme définit la valeur nationale. Comme pour la robustesse, plus les territoires concernés sont nombreux, et disjoints géographiquement, plus les imprécisions possibles peuvent être nombreuses et diverses.

- **Sensibilité :** La sensibilité de l'indicateur est bonne. Le plus petit changement détecté est déterminé par la précision de l'indicateur, c'est-à-dire 0,01%. Un quelconque changement de la proportion des aires protégées inférieur à cette valeur ne sera pas détecté. Il n'y a pas de limite supérieure, la valeur se bornant néanmoins à 100%. L'échelle temporelle pourrait détecter des événements brefs et extrêmes, mais la mise en place de nouvelles aires protégées ou une suppression est difficilement brève et extrême. Un pas de temps annuel semble largement suffisant pour le calcul de la valeur. Une extension très importante du territoire (par exemple du fait d'importantes coulées volcaniques) devrait aussi pouvoir être intégrée rapidement et permettre d'ajuster la valeur de l'indicateur en conséquence et en toute connaissance de cause. Les données utilisées pour calculer la valeur de l'indicateur pourraient éventuellement être sujettes à erreur, si les limites des territoires ou des aires protégées sont définies par les tracés d'un fleuve, d'un

trait de côte, etc. Un contrôle des superficies calculées à l'aide de télédétection sur des images récentes et actualisées devrait permettre d'éviter ou corriger de telles erreurs. L'indicateur n'alerte pas sur des changements inhabituels. Il pourrait montrer un changement qui n'a pas eu lieu si, par exemple, un type de protection change de nom ou de statut (tout en restant « protection forte ») sans que cela soit actualisé dans la base de données. Les aires protégées correspondantes n'entreraient alors plus en considération dans le calcul. Les aires protégées étant cependant précisément connues et répertoriées, la production de l'indicateur doit permettre de contrôler et/ou signaler tout changement éventuel de ce type de la valeur. L'indicateur pourrait de la même manière ne pas indiquer un changement qui a eu lieu en cas de données manquantes ou d'absence de mises à jour des aires protégées. Enfin, un faible changement (inférieur à 0,01%) à l'échelle d'un territoire ne sera pas forcément perçu à l'échelle nationale.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme très fiable, à condition de bien vérifier la validité des superficies de référence et d'aires protégées mobilisées dans son calcul. L'indicateur pourrait ne pas varier dans le même sens que le phénomène décrit, pour les raisons déjà données précédemment. Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données pour le calcul pourrait avoir une incidence sur la fiabilité de l'indicateur, notamment en cas de changement de réglementation qui ne serait pas pris en compte et si le calcul n'est pas accompagné d'une vérification attentive des dates de validité des superficies de référence utilisées et devant être comparées à des superficies comparables aux mêmes dates. Enfin, l'indicateur se révèle fiable quelque soit l'échelle géographique, tant que les réglementations sont les mêmes. Il s'agit d'une valeur relative à la superficie de territoires donnés, aussi plus les territoires concernés sont nombreux, et disjoints géographiquement, plus les biais possibles peuvent être nombreux et divers.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien direct avec la biodiversité, les grands territoires abritent en général plus d'espèces que les petits (« species-area relationship »). De plus, les aires protégées comprennent des écosystèmes et des milieux différents permettent de protéger une plus grande biodiversité beta. Néanmoins, la sélection de ces territoires à partir de critères bien précis (par ex. diversité et complexité des habitats inclus, connectivité, etc.) est cruciale pour déterminer l'efficacité de la protection, or l'indicateur ne le prend pas en compte. L'indicateur a un lien avec le fonctionnement des écosystèmes, l'impact des activités humaines est encadré au sein des aires protégées et les espèces retrouvent des équilibres et dynamiques écologiques propices au bon fonctionnement des écosystèmes. L'indicateur a un lien direct avec les services écosystémiques, notamment touristique, en permettant aux écosystèmes de retrouver leur fonctionnement « naturel » et en améliorant donc leurs services de régulation, voire de production à moyen ou long terme. Pour établir un lien avec d'autres services (par ex. amélioration de la productivité, pollinisation, etc.), il faudrait prendre en compte d'autres critères. L'indicateur poursuit un objectif politique et/ou sociétal. Il est, en termes de biodiversité, extrêmement simpliste et peu informatif, malgré le principe aire-espèces (« species-area relationship »). De nombreux autres paramètres entrent en jeu (connectivité des aires protégées etc.), mais l'indicateur ne les mesure pas ni ne les présente. D'autres indicateurs pourraient également être pertinents, s'il existait une manière de quantifier ou catégoriser les bases scientifiques qui ont servi à sélectionner les aires protégées (par exemple, nombre d'espèces ou d'habitats protégés par le réseau, ou nombre d'espèces considérées en danger d'extinction).
- **Données** : Des données par région d'outre-mer seraient utiles. L'évaluation souligne que les données font état de « dates de validité » mais sans apporter davantage de précisions. Un changement d'échelle spatiale ou territoriale ne nécessiterait pas de changer le jeu de données. Il pourrait néanmoins s'accompagner d'un biais en cas d'aires protégées non prises en compte dans certains territoires et si toutes les modifications ne sont pas rassemblées dans la bases du MNHN en même temps pour tous les territoires concernés.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, la formulation de la rubrique « avantages et limites » de la fiche ONB est assez imprécise et pourrait être améliorée. Par exemple, l'indicateur est qualifié comme étant « l'un des principaux piliers de la protection de la nature » sans renseigner sur l'effort politique/sociétal de protection de la nature. La fiche laisse apparaître que tous les aspects méthodologiques ne sont pas encore arrêtés (y compris sur les dates de validité des données, le calcul des superficies, etc.). Ce début de transparence est appréciable et pourrait davantage préciser ces limites ou différences afin d'utiliser la valeur de l'indicateur en connaissance de cause.

Selon l'évaluation, il serait nécessaire de préciser le mode de sélection des aires protégées pour le calcul de la valeur de l'indicateur : aléatoire, opportuniste ou bien ces espaces ont-ils une réelle valeur en terme de biodiversité ? Des informations sur la notion de « protection forte » seraient utiles, de même que vérifier que tous les territoires bénéficiant du même statut de protection bénéficient effectivement d'une protection « efficace » pour la biodiversité. Il serait en outre intéressant d'établir des valeurs cible ou seuil correspondant à des aires vitales pour tel ou tel écosystème ou espèce, ou à des possibilités de connectivités fonctionnelles.

L'indicateur pourrait être complété par des indicateurs sur la distribution spatiale de ces aires protégées, leurs caractéristiques géographiques (et « géométriques »), leur connectivite, etc. La superficie « réelle » des territoires (en intégrant la superficie « réelle » des montagnes) pourrait être calculée, ainsi que les données relatives au nombre d'espèces et/ou habitats inclus, au nombre d'aires protégées et superficie moyenne unitaire.

Enfin, l'évaluation et les recommandations faites en 2013 pour l'indicateur « Surfaces en aires protégées terrestres en métropole » semblent aussi valables pour cet indicateur et auraient pu être intégrées (suggestion d'un graphique circulaire, remarques sur la distribution spatiale inégale entre les différentes parties des territoires des aires protégées, mention de l'objectif 11 de la CDB « 17 % de territoire terrestre », etc.).

F – Bibliographie des évaluateurs

Benzaken, D. et Renard, Y. (2011). Perspectives d'action pour la biodiversité dans l'outre-mer européen: Bilan de la mise en œuvre de la Convention sur la diversité biologique, décembre 2010. Gland, Suisse : UICN. Ix+51 pp.

Référencement

Mellin, C., Olivier, J. & Aubertie, S. 2016. Evaluation scientifique de l'indicateur « Surfaces en aire protégées terrestres en outre-mer ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

TERRITOIRE COUVERT PAR UN SCHÉMA D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE INCLUANT LES ENJEUX BIODIVERSITÉ

Proportion du territoire français couvert par un schéma de cohérence territoriale incluant les enjeux biodiversité (« SCOT Grenelle »)

Code indicateur
SNB-E14-12-SAT1
Évaluation FRB- i-BD² : N° 55

Évaluation réalisée par
Yoan Paillet
Joan Van Baaren

Synthèse réalisée par
Sarah Aubertie

En date du
13 juin 2016

Evaluations antérieures à la mise à jour du site ONB 2016

Objectifs
C7 - Inclure la préservation de la biodiversité dans la décision économique

E14 - Garantir la cohérence entre politiques publiques, aux différentes échelles

E15 - Assurer l'efficacité écologique des politiques et des projets publics et privés

E16 - Développer la solidarité nationale et internationale entre les territoires

Dernière évaluation
2013

L'évaluation souligne que la plupart des suggestions de la précédente évaluation a été prise en compte dans la fiche ONB de l'indicateur. Elle souligne le fait que l'indicateur ne donne pas exactement une proportion du territoire, mais une proportion d'une partie de territoire vu que les SCOT Grenelle, qui sont utilisés pour le calcul, concernent essentiellement les zones urbaines et périurbaines. Ce point avait déjà été mis en évidence par la précédente évaluation.

A – Présentation et lisibilité de l'indicateur

L'indicateur présente la proportion du territoire français couvert par un schéma de cohérence territoriale incluant les enjeux biodiversité, c'est-à-dire les SCoT intégrant les dispositions de la loi Grenelle II.

Il s'inscrit dans deux orientations stratégiques de la SNB. Il est pertinent pour l'orientation C « Investir dans le capital écologique » qui s'attache à la préservation et à la valorisation du patrimoine commun que représente la biodiversité. L'indicateur est basé sur les SCoT Grenelle, qui prennent en compte la biodiversité en se basant sur une reconnaissance de sa valeur tant au point de vue du cadre de vie que des services rendus et de son aspect patrimonial. La notion de « capital écologique » mériterait néanmoins d'être clarifiée.

L'indicateur est pertinent pour l'orientation E « Assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action », même s'il ne correspond pas complètement à l'orientation. Celle-ci vise à mettre en cohérence différentes politiques publiques et à renforcer l'action internationale. Elle est assez proche de l'indicateur sur le premier point, puisque qu'un SCoT est un projet de territoire visant à mettre en cohérence l'ensemble des politiques en matière d'urbanisme, d'habitat, de déplacements et d'équipements commerciaux. En revanche, l'indicateur ne répond pas à l'action internationale. Il est en effet développé au niveau national seulement et constitue une mesure française sans équivalent dans les autres pays.

L'indicateur est associé à plusieurs objectifs, sa pertinence n'est pas la même pour tous les objectifs. Il permet de répondre pleinement à E14 mais pas à E15, en ce qu'il ne permet pas d'assurer l'efficacité écologique sur le terrain. L'indicateur n'est que partiellement pertinent pour répondre à l'objectif C7, qui est un objectif essentiellement économique visant à réorienter les subventions publiques, développer et appliquer le principe pollueur-payeur, etc. Ce qui s'éloigne du niveau des SCoT. Concernant E16, le lien n'est pas non plus immédiat. Les SCoT sont élaborés au niveau national et non international et, même au niveau national, ils ne couvrent qu'une partie du territoire (zones urbaines et péri-urbaines) et sont déclinés à une échelle locale. S'ils visent notamment à développer les trames vertes et bleues, ce qui peut amener de la collaboration entre SCoT, cela n'est pas mesuré au niveau de cet indicateur.

L'intitulé de l'indicateur ne correspond pas complètement à sa description, il est moins précis que sa définition. En effet, il n'est pas immédiatement évident que les schémas d'aménagement concernés correspondent aux SCoT Grenelle. En outre, il s'agit seulement de la proportion des SCoT approuvés intégrant des dispositions du Grenelle qui est affichée.

La phrase présentant la valeur est correcte. Elle se révèle néanmoins trompeuse car il ne s'agit pas exactement d'une proportion du territoire, mais d'une proportion d'une partie de territoire (zones urbaines et péri-urbaines).

La valeur de l'indicateur n'est pas accompagnée d'un intervalle de confiance. Il s'agit d'une surface réelle et non estimée. Les données sont précises, le SCoT étant existant et achevé ou non, sa surface est connue. Il serait intéressant de rajouter le nombre de SCoT concernés sur le graphique 1.

Le message véhiculé par l'indicateur serait une évolution de la surface en SCoT Grenelle au niveau du territoire métropolitain et en outre-mer. Le visuel 1 montre l'évolution de cette surface année après année, et correspond donc parfaitement à ce message. Il devrait être expressément indiqué si le SCoT Grenelle de La Réunion, le seul de l'outre-mer comme le montrent les visuels 2 et 3, est intégré dans le visuel 1 ou si ce dernier correspond seulement au territoire métropolitain (légende « part du territoire » à préciser). Le second visuel montre la position et la surface des SCoT pour la dernière période sur une carte de France et certains territoires outre-mer. Selon l'évaluation, cette carte est celle qui représente le mieux l'indicateur. Elle est intéressante car elle montre que la surface en SCoT est relativement faible par rapport à la surface du territoire et que les SCoT sont principalement en zones urbaines et péri-urbaines. Elle est plus pertinente que le visuel 3, qui montre les mêmes cartes, avec le pourcentage de surface en SCoT par région. Le pourcentage le plus sombre dépasse à peine 30% (c'était moins dans le visuel proposé à l'évaluation précédente). Le troisième visuel peut laisser penser que la surface française entière pourrait être concernée. L'évaluation souligne que ces différentes illustrations ne représentent pas l'ensemble des SCoT approuvés vs. ceux disposant de mesures Grenelle II, mais seulement ceux disposant de ces mesures. L'ensemble de ces éléments peut entraîner un biais de visualisation des illustrations 1 et 3.

L'interprétation de la valeur n'est pas sujette à erreur, le calcul est très simple et les données sont fiables. Il est précisé qu'il ne s'agit que de la surface des SCoT et le visuel 2 montre bien la part du territoire concernée.

B – Définition, contexte et principales caractéristiques de l'indicateur

Selon l'évaluation, l'indicateur gagnerait de manière générale à ce que les dispositions des « SCoT Grenelle » soient précisées. Comme indiqué dans la précédente évaluation, la lecture par des non spécialistes est difficile.

L'indicateur n'est pas associé à des valeurs ayant une signification particulière. Depuis l'application de la loi Grenelle II en 2011, la valeur ne cesse de croître. Il n'y a pas non plus de valeur cible. Elle pourrait être de 100%, mais ce serait alors un choix politique.

L'évaluation rappelle qu'au départ, les SCoT ne concernaient que les zones urbaines et péri-urbaines. L'indicateur est par conséquent peu pertinent pour les zones naturelles, et se révèle biaisé par la proportion différente de grands bassins de vie et de groupements de communes dans chaque région.

L'échelle territoriale la plus adéquate est régionale, c'est celle qui est utilisée dans les visuels et le tableau de données. Il n'y a cependant pas de mise en cohérence des SCoT entre eux.

Un changement d'échelle changerait la pertinence de l'indicateur. L'échelle plus fine (les communes) n'est pas accessible, l'échelle plus large (nationale et au-delà) n'a pas beaucoup de sens, les SCoT étant un dispositif français qui n'a pas d'équivalent exact à l'international. L'échelle de temps est annuelle, ce qui est un point positif. Il ne peut pas y avoir une échelle de temps plus courte ; une échelle de temps plus longue est possible mais ne présente pas d'intérêt supplémentaire, au contraire.

Un tel changement d'échelle n'aurait néanmoins pas d'incidence sur la relation entre l'indicateur et le phénomène qu'il décrit.

C – Production de l'indicateur

La manière de calculer l'indicateur est très simple et pourrait être reproduite. Il n'y a pas de méthodes de calcul différentes.

La précédente évaluation proposait d'utiliser les PLU ou PLUI au lieu des SCoT, mais cela n'a pas été pris en compte. En conservant les SCoT, il y a peu (pas) de changements possibles en termes de calcul. Toutefois, avoir une proportion avec les SCoT non approuvés plutôt que sur l'ensemble de la surface régionale serait plus pertinent.

Il n'y a pas de problème inhérent au calcul de l'indicateur à différentes échelles de territorialisation. Les données au niveau régional s'agrègent très facilement pour avoir des données au niveau national, puisqu'il suffit d'additionner les surfaces.

D – Analyse de l'indicateur

L'analyse de l'évaluation s'inscrit dans le prolongement de celle de la précédente évaluation, en considérant l'indicateur comme robuste, précis, sensible et fiable.

- **Robustesse :** L'indicateur est robuste, mais cette robustesse peut être surestimée. En effet, la prédominance des SCoT dans les zones urbaines et périurbaines introduit un biais important pour la lecture de l'indicateur. Le visuel 2 permet néanmoins de comprendre ce qui est mesuré. Afin de limiter ce biais, il pourrait être envisagé d'exprimer le ratio SCoT comprenant des mesures ENE / SCoT n'en comprenant pas. De plus, l'approbation d'un SCoT Grenelle ne préjuge pas de son application effective sur le terrain, ce qui induit un autre biais. Des mesures d'évaluation de l'application des SCoT pourraient être mises en place.Un changement dans l'intervalle de temps entre deux collectes de données n'aurait pas d'incidence sur l'indicateur. Celui-ci sera aussi robuste à l'échelle nationale et régionale. Il le sera moins à l'échelle internationale du fait d'un biais possible dans les définitions et à une échelle trop petite du fait du manque de zones concernées.
- **Précision :** La précision de l'indicateur est très bonne. Il ne semble pas y avoir d'imprécision possible au vu des données de base utilisées. La seule difficulté réside dans le fait que les SCoT approuvés ne sont pas toujours appliqués. Le niveau de précision actuel (national et régional) est adapté pour tracer les éventuelles variations. Concernant l'échelle temporelle, si le pas de temps s'allonge de manière conséquente, la visibilité de l'évolution sera moins précise. Comme cela a été mentionné, l'indicateur sera en outre moins précis à une échelle supranationale, les données n'étant pas forcément identiques entre pays. Il sera précis mais non pertinent à une échelle locale, car il y aura trop peu de données.
- **Sensibilité :** L'indicateur est sensible. Il détectera l'ajout d'un SCoT, ce qui est suffisant car cet indicateur veut mesurer l'évolution de la surface en SCoT. Il ne faut pas qu'il soit moins sensible, tout SCoT nouvellement approuvé doit être pris en compte. Il n'y a pas de limite supérieure au nombre de SCoT à ajouter. L'indicateur n'a pas vocation à détecter des événements extrêmes. Il alerte uniquement de

l'augmentation du nombre (et donc de la surface correspondante) des SCoT approuvés. Les données utilisées pour le calcul sont simples et non sujettes à erreur. Il n'y a pas de risque que l'indicateur indique un changement qui n'a pas eu lieu. Si aucun SCoT n'est ajouté, il ne peut pas y avoir de modification de la valeur de l'indicateur. L'indicateur ne traduit qu'une volonté de prise en compte, pas la prise en compte réelle, ni les actions effectives qui sont menées. En d'autres termes, c'est un indicateur purement quantitatif (surfacique) qui ne qualifie pas les mesures mises réellement en œuvre. Il n'y a pas non plus de risque que l'indicateur ne détecte pas un changement qui a vraiment eu lieu. La surface nationale n'évoluant pas, tout ajout de surface en SCoT approuvé se verra. L'indicateur n'est pas composite. Il est sensible quelle que soit l'échelle territoriale. Une sensibilité n'est cependant pas pertinente à très faible échelle.

- **Efficacité / Fiabilité :** L'indicateur est considéré comme étant fiable, même si la valeur ne peut a priori qu'augmenter. L'indicateur ne variera pas dans un autre sens que le phénomène décrit. Il varie directement en fonction de l'augmentation des surfaces en SCoT. Si le pas de temps entre deux collectes de données s'allonge, la visibilité de l'évolution sera moins nette, mais elle n'est pas forcément moins fiable, à moins par exemple de multiplier le pas de temps par 5. Enfin, l'indicateur est fiable quelle que soit l'échelle territoriale, mais aurait moins de sens à des échelles inférieures et supérieures.
- **Pertinence vis-à-vis de la biodiversité** : L'indicateur a un lien indirect avec la biodiversité, il s'agit d'un indicateur de réponse en termes de politiques publiques. Tout territoire aménagé dans une optique de développement durable devrait permettre une meilleure conservation de la biodiversité, mais cet indicateur ne permet pas de mesurer directement l'impact des SCoT sur la biodiversité. En outre, l'application des SCoT n'est pas vérifiée. Les objectifs poursuivis sont d'ordre politique, visant à ce que tous les SCoT Grenelle II soient mis en place et appliqués. On ne qualifie pas la nature des mesures prévues ni leur mise en œuvre. Cet indicateur vient en complément d'autres mesures, peut-être plus significatives mais qui possèdent les mêmes biais (e.g. zonages Natura 2000).
- **Données** : Aucun biais n'est relevé, les données sont claires et précises. Une déclinaison à l'outre-mer est envisageable et a déjà commencé. Il faut pour cela que les données soient disponibles et que des SCoT se mettent en place. Il n'est pas nécessaire d'avoir des éliminations de données. Le pas de temps actuel (un an) est optimal, il ne faut pas le modifier. Si une déclinaison à l'international devait être faite, il faudrait disposer de données comparables.

E - Propositions d'amélioration

Selon l'évaluation, l'indicateur est utile et globalement bien construit, mais il ne doit pas être lu seul car il n'a pas vraiment d'intérêt tel quel. Sa portée territoriale est limitée puisqu'il ne peut pas se transposer à l'international, de même que sa portée temporelle car les SCoT Grenelle sont apparus en 2010, alors qu'une faible partie des SCoT prévus précédemment avaient été approuvés. Le contexte juridique risque en outre de changer avec l'adoption d'une nouvelle législation dans les années à venir. Dès lors, l'indicateur pourrait devoir connaître des modifications lui aussi.

Lors de l'évaluation précédente, il avait été mentionné que le site ONB était très peu explicité. Cette remarque et les demandes de précisions ont bien été prises en compte (portée des différents documents d'urbanisme et modifications induites par la loi Grenelle II, ajout de la surface des SCoT ainsi que du nombre de SCoT, qui pourrait aussi figurer sur les graphiques). En revanche, les évaluateurs précédents avaient également proposé de retenir les PLU ou PLUI comme niveau de lecture, ce qui n'a pas été fait. Par ailleurs, la définition n'apparaît pas clairement dans le texte. La première carte peut être mal interprétée car on ne sait pas si les parties non renseignées ne sont pas concernées ou si elles sont concernées mais non remplies/non-validées/ne comprennent pas d'ENE (la différence entre un N/A et un 0).

Il serait intéressant de développer en complément un indicateur sur les effets des SCoT et leur application réelle sur le terrain, bien que cela soit difficile à mettre en place. Des données supplémentaires sont en tout état de cause nécessaires quant à la mise en œuvre effective et les effets directs des SCoT sur la biodiversité.

Il pourrait également être intéressant que le territoire concerné soit plus grand (les SCoT ne représentent qu'une petite partie du territoire, et présentent un biais vers les zones urbaines et péri-urbaines). Le développement à l'outre-mer est souhaitable.

Couplé à un indicateur sur la qualité des surfaces étudiées pour la biodiversité, cet indicateur pourrait être utilisé pour prendre des décisions de gestion environnementale.

F – Bibliographie des évaluateurs

L'évaluation souligne qu'il y a très peu de publications internationales mentionnant les SCoT, et aucune en tant qu'indicateur. Cet exemple franco-français ne permet pas d'établir une bibliographie concernant exactement cet indicateur, contrairement à d'autres publications renseignant des processus internationaux comme Natura 2000.

Deboudt P. (2012) Testing integrated coastal zone management in France. Ocean & Coastal Management 57: 62-78.

Ciambrone A. (2012) Management models of sites of excellence in France for the rural landscape in the province of Caserta. Conference: 10th International Study Forum on Life of Traders Location: Aversa, Italy Date: May 31-JUN 01, 2012.

Vye D., Rousseaux F. Edited by: Brebbia, CA; Hernandez, S; Tiezzi, E.

(2010) Evaluation of urban planning strategies with a versatile urban growth model. Conference: Sustainable City 2010: 6th International Conference on Urban Regeneration and Sustainability Location: A Coruna, Spain Date: Apr 14-16.

Référencement

Van Baaren, J., Paillet, Y. & Aubertie, S., 2016. Évaluation scientifique de l'indicateur « Territoire couvert par un schéma d'aménagement du territoire incluant les enjeux biodiversité ». In : Fondation pour la recherche sur la Biodiversité (2016), Evaluation scientifique de 55 indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, *Expertise. Ed. Barbara Livoreil et Sarah Aubertie, 296 pages. http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html.*

http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/

L'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) développe une base de données originale des indicateurs de biodiversité, comprenant des informations précises sur chaque indicateur. Cette base de données publique et gratuite doit également aider au choix d'indicateurs par différents usagers et au développement de nouveaux indicateurs. Intitulée i-BD² (pour Indicateurs de BioDiversité en Base de Données), son premier développement sert actuellement de base à un site internet où sont présentés les indicateurs de biodiversité de l'ONB (http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr). Pour une première série d'indicateurs de l'ONB, il a été demandé à la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) de coordonner une analyse scientifique critique selon une méthodologie transparente et indépendante, permettant de clarifier les forces et les faiblesses de ces indicateurs et améliorer leur fiche de description. Cette démarche doit également permettre l'amélioration de la structure-même de la base en ligne i-BD². Cette fiche présente la synthèse de cette expertise pour l'un de ces indicateurs.

www.fondationbiodiversite.fr

http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/indicateurs/indicateurs-de-l-onb/evaluation-scientifique-des-indicateurs-2015.html

La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) a coordonné l'analyse scientifique critique de 55 indicateurs du premier jeu de synthèse de la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB). Les aspects scientifiques et techniques de chaque indicateur ont été examinés par des évaluateurs scientifiques qui se sont penchés sur les concepts qui sous-tendent la création de l'indicateur, les éléments utilisés pour estimer sa robustesse, sa fiabilité, sa précision, sa sensibilité. La qualité de l'évaluation scientifique a été assurée en mettant en œuvre une approche méthodologique standardisée (grille d'évaluation issue d'un travail scientifique collaboratif avec des experts internationaux), des évaluateurs qui ont travaillé de la même manière que des pairs évaluant une publication scientifique (anonymat, indépendance) ainsi qu'une forte transparence des processus et des résultats.

TABLEAU RECAPITULATIF - PRINCIPAUX COMMENTAIRES

Ce tableau reprend les principaux commentaires formulés par les évaluateurs sur les catégories de la grille d'évaluation et pouvant concerner plusieurs indicateurs. Il vient en complément des synthèses narratives.

Il apparaît que les remarques formulées s'inscrivent dans la continuité des précédentes évaluations, qui ont été rappelées par les experts.

A/ Présentation de l'indicateur	B/ Description de l'indicateur	C/ Production de l'indicateur	D/ Analyse et caractéristiques	E/ Propositions
Les indicateurs répondent globalement bien aux orientations stratégiques et aux objectifs auxquels ils sont rattachés. Les liens sont parfois moins pertinents pour certains (par ex. 1 ou ou SNB-C09-12-APD1 ; 6 ou SNB-D11-12-DCC1 ; 11 ou SNB-B04-12-PNA1 ; 12 ou SNB-B06-12-HAB1 ; 19 ou SNB-B06-12-SCO1 ; 24 ou SNB-B05-12-STH1 ; 27 ou SNB-B06-12-BFB1 ; 38 ou SNB-D11-12-EEO1 ; 54 ou SNB-B05-12-APT2 ; 55 ou SNB-E14-12-SAT1).	La description et les explications sont à compléter dans la plupart des évaluations (par ex. 6 ou SNB-D11-12-DCC1 ; 8 ou SNB-F19-13-ZAP2 ; 10 ou SNB-E14-13-ZAP1 ; 27 ou SNB-B06-12-BFB1 ; 29 ou SNB-B06-12-FMN1). Des fautes d'orthographe ont été signalées (par ex. 10 ou SNB-E14-13-ZAP1 ; 54 ou SNB-B05-12-APT2 ; 55 ou SNB-E14-12-SAT1).	Les biais que peuvent induire les dires d'experts ont à chaque fois été soulignés avec insistance par les évaluateurs (par ex. 12 ou SNB-B06-12-HAB1 ; 20 ou SNB-B06-12-EZH1 ; 36 ou SNB-F18-13-ZCT1).		
Les échelles de restitution sont généralement adéquates (par ex. 4 ou SNB-D11-12-ATM1 ; 5 ou SNB-B05-12-APT3 ; 36 ou SNB-F18-13-ZCT1 ; 51 ou SNB-B04-12-RIE1), mais pas toujours (par ex. 19 ou SNB-B06-12-SCO1 ; 25 ou SNB-B04-12-TTM1 ; 38 ou SNB-D11-12-EEO1). Les changements d'échelles spatiales et temporelles auraient en outre une incidence sur la pertinence de certains indicateurs (par ex. 4 ou SNB-D11-12-ATM1 ; 19 ou SNB-B06-12-SCO1 ; 33 ou SNB-B04-15-IT01 ; 54 ou SNB-B05-12-APT2 ; 55 ou SNB-E14-12-SAT1).	Des notions sont parfois confondues dans les fiches (« part » vs. « proportion » ; « surface » vs. « superficie », « espace naturel » et « espace agricole » (par ex. 4 ou SNB-D11-12-ATM1 ; 7 ou SNB-B06-12-MSF1).	Certaines fiches doivent mieux préciser quelles données ont été prises en compte pour le calcul de l'indicateur (par ex. 1 ou SNB-C09-12-APD1 ; 18 ou SNB-D11-12-PCE1 ; 21 ou SNB-A02-12-SPB1 ; 30 ou SNB-B05-15-HBL1 ; 51 ou SNB-B04-12-RIE1).	Les liens avec la biodiversité ont été souvent qualifiés de directs (par ex. 5 ou SNB-B05-12-APT3 ; 22 ou SNB-B06-12-CTC1 ; 24 ou SNB-B05-12-STH1, etc.) mais également comme limités (par ex. 25 ou SNB-B04-12-TTM1) ou indirects (par ex. 1 ou SNB-C09-12-APD1 ; 13 ou SNB-B05-12-REH1 ; 19 ou SNB-B06-12-SCO1).	Les objectifs poursuivis sont surtout d'ordre politique pour certains indicateurs (par ex. 1 ou SNB-C09-12-APD1 ; 37 ou SNB-F18-12-CEO1).

A/ Présentation de l'indicateur	B/ Description de l'indicateur	C/ Production de l'indicateur	D/ Analyse et caractéristiques	E/ Propositions
Les titres ne correspondent pas toujours à la description de l'indicateur (par ex. 32 ou SNB-F18-12-EMC1 ; 33 ou SNB-B04-15-IT01 ; 37 ou SNB-F18-12-CEO1 ; 39 ou SNB-B04-12-ESM1) ou peuvent prêter à confusion (par ex. 2 ou SNB-B05-12-APM1).	Les messages véhiculés par l'indicateur doivent être clairs pour éviter toute mauvaise interprétation (par ex. 9 ou SNB-C09-12-DNB1 : si les financements augmentent, la préservation de la biodiversité augmentera aussi ; 33 ou SNB-B04-15-IT01).	Refaire le calcul n'est pas toujours possible, du fait des explications imprécises ou de la nature des données de base, parfois redondantes (par ex. 14 ou SNB-B06-14-BDS2 ; 26 ou SNB-F18-12-MDB1 ; 33 ou SNB-B04-15-IT01).	Les questions et les réponses relatives aux changements d'échelle dans les différentes catégories sont redondantes. De même que les questions relatives au calcul et aux données (par ex. 26 ou SNB-F18-12-MDB1).	Le potentiel de certains indicateurs en termes de gestion est souligné (par ex. 2 ou SNB-B05-12-APM1, 28 ou SNB-B06-15-FCE1).
Les photos ne sont parfois pas les plus pertinentes (par ex. 17 ou SNB-A01-12-ESC1 ; 25 ou SNB-B04-12-TTM1 ; 37 ou SNB-F18-12-CEO1). Des propositions sont faites par les évaluateurs (par ex. 29 ou SNB-B06-12-FMN1).	L'hypothèse de base pour interpréter l'évolution de l'indicateur est parfois discutable (par ex. 21 ou SNB-A02-12-SPB1 : l'observation de la biodiversité et la récolte de données seraient des agents motivant l'action pour la biodiversité).	Il n'est pas pertinent de produire une seule valeur englobant tout l'outre-mer, chaque territoire présentant une situation spécifique (par ex. 19 ou SNB-B06-12-SCO1 ; 25 ou SNB-B04-12-TTM1 ; 32 ou SNB-F18-12-EMC1 ; 37 ou SNB-F18-12-CEO1 ; 54 ou SNB-B05-12-APT2).	Les informations disponibles sur le site ONB ne sont parfois pas suffisantes pour analyser les indicateurs (par ex. 14 ou SNB-B06-14-BDS2 ; 16 ou SNB-B06-12-BDS1 ; 30 ou SNB-B05-15-HBL1 ; 52 ou SNB-B06-12-ENM2).	Des informations sur l'efficacité des indicateurs seraient appréciables (par ex. 9 ou SNB-C09-12-DNB1 ; 47 ou SNB-B04-12-LRM1 ; 53 ou SNB-B05-12-APT1).
	L'indication de valeurs cible est parfois souhaitable (par ex. 37 ou SNB-F18-12-CEO1 ; 52 ou SNB-B06-12-ENM2 ; 54 ou SNB-B05-12-APT2 ; 55 ou SNB-E14-12-SAT1).	La mise en place de protocole d'échantillonage et de suivi est préconisée (par ex. 25 ou SNB-B04-12-TTM1).		Les commentaires de la précédente évaluation ont été pris en compte (par ex. 23 ou SNB-B04-12-OCS1 ; 32 ou SNB-F18-12-EMC1 ; 49 ou SNB-B06-12-QEE1 ; 55 ou SNB – E14-12-SAT1). Ce n'est néanmoins pas toujours le cas (par ex. 4 ou SNB-D11-12-ATM1 ; 9 ou SNB-C09-12-DNB1 ; 20 ou SNB-B06-12-EZH1 ; 29 ou SNB-B06-12-FMN1).
	Il n'est pas toujours évident de savoir si l'outre-mer est pris en compte ou pas dans le calcul et la valeur de l'indicateur (par ex. 1 ou SNB-C09-12-APD1 ; 10 ou SNB-E14-13-ZAP1).	Les données source ne sont pas toutes disponibles au moment du calcul de la valeur de l'indicateur (par ex. 28 ou SNB-B06-15-FCE1 : l'inventaire n'est pas fini).		
	La définition de la biodiversité retenue a une incidence sur l'analyse de l'indicateur (par ex. 31 ou SNB-A01-12-OFB1).			
	D'importants biais peuvent survenir dans l'analyse des indicateurs lorsque le numérateur et le dénominateur varient de manière concomitante (par ex. 11 ou SNB-B04-12-PNA1 ; 24 ou SNB-B05-12-STH1 ; 47 ou SNB-B04-12-LRM1).			

CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS

UTILISATION DE LA NOUVELLE GRILLE D'EVALUATION

La grille a été bien reçue par les experts évaluateurs et son utilisation n'a pas posé de difficulté. Nous n'avons reçu aucune question de clarification et l'ensemble des champs a été renseigné.

Les évaluateurs ont fait part de redondances apparaissant parfois dans les questions posées, notamment dans la partie « caractéristiques » où les points fiabilité, sensibilité, robustesse et précision appelaient des réponses se recoupant, concernant en particulier les changements d'échelles temporelle et spatiale.

Deux nouvelles catégories ont été introduites depuis la dernière évaluation, portant sur la territorialisation et l'outre-mer. Il semble, au vu des réponses et des attendus et malgré les exemples donnés en annexe, que la territorialisation n'ait pas été complètement compris par les évaluateurs. Il est dès lors nécessaire de préciser davantage les explications ou les questions afin de recueillir les éléments correspondant aux attentes du Ministère sur ce sujet. Cela pourrait être du ressort des concepteurs des indicateurs.

Les questions relatives à l'outre-mer ont quant à elle étaient bien traitées et ont donné lieu à un certain nombre de réponses visant à mieux prendre en compte et intégrer ces territoires dans la démarche indicateurs.

EVALUATIONS ET SYNTHESES NARRATIVES

Les 106 évaluations reçues ont été globalement riches en propositions, reformulations, précisions ou développements pour les indicateurs. Les synthèses narratives tendent à refléter cette richesse et sont par conséquent plus longues. Les experts ont véritablement joué le jeu de l'évaluation et ont pris le temps nécessaire pour effectuer l'exercice.

De manière générale, les experts ont dit avoir apprécié la démarche, appris des autres évaluations lors de la relecture des synthèses, dont ils se sont dits satisfaits. Certains experts ont d'ores et déjà manifesté leur intérêt pour participer au prochain exercice d'évaluation.

Nous souhaitons souligner ici les principaux points positifs et négatifs de la mission d'évaluation :

- Points positifs : le contenu des évaluations, plus étoffé du fait du nouveau format de la grille notamment ; les nombreuses propositions d'amélioration.
- Point négatif : la mise à jour régulière du site ONB rendait parfois les remarques des experts obsolètes et a amoindri leur intérêt (par ex. leurs propositions de reformulation des intitulés ou des sous-titres, des propositions d'illustrations, etc.). Les commentaires n'avaient parfois plus lieu d'être au moment de la rédaction de la synthèse. La FRB recommande vivement d'attendre que les synthèses soient rédigées et transmises au MEEM pour modifier les pages du site ONB afin de bénéficier pleinement des résultats des évaluations.

RECOMMANDATIONS POUR LES POUVOIRS PUBLICS

Plusieurs éléments se dégagent de l'ensemble de cette mission et pourraient orienter plus efficacement les travaux à venir :

1. Plus de précisions. De manière générale, des précisions ont été demandées dans toutes les évaluations. Cela concernait les intitulés, les sous-titres comme les explications fournies (sigles et jargon utilisés, liens vers des documents source, production de l'indicateur, etc.). Des propositions ont souvent été avancées dans les évaluations. Enfin, la notation « --», « -», « + », « ++ » est souvent apparue comme peu claire pour les experts car non explicitée sur les fiches ONB (signification, qui évalue l'indicateur ?).

2. Des données de base fiables. La plupart des problèmes rencontrés sont liés soit à la qualité des données servant à calculer la valeur de l'indicateur, soit à sa construction. Les notions de robustesse, précision, fiabilité et sensibilité de l'indicateur sont alors toutes relatives. Un indicateur, même pertinent, robuste et bien construit ne pourra pas compenser des données insuffisantes ou biaisées. Ainsi, à de nombreuses reprises, les

dires d'experts constituant les données de base ont été dénoncés dans les évaluations.

3. Un lien clair et direct avec la biodiversité. Le lien entre la valeur de l'indicateur et la biodiversité est souvent indirect ou peu explicite. Il faudrait mieux expliciter l'argumentation et les hypothèses qui relient un indicateur à un objectif, quitte à réduire le nombre d'objectifs visés par un indicateur et proposer à la place des combinaisons d'indicateurs (voire des indicateurs composites) qui permettent de composer un bouquet cohérent répondant à l'objectif recherché.

4. Les indicateurs associés à des objectifs scientifiques. Les évaluateurs ont régulièrement souligné que les objectifs poursuivis étaient d'ordre politique plutôt que scientifique et que le lien avec la biodiversité n'était pas toujours pertinent ou évident. Beaucoup d'indicateurs ne présentent pas de valeur cible, ce qui est apparu comme une limite pour les experts.

5. Des indicateurs pour l'outre-mer. Pour de nombreux indicateurs, une extension ou un développement vers l'outre-mer a été demandé par les évaluateurs. Leurs propositions ne visent pas à présenter une valeur globale pour l'outre-mer mais bien plusieurs valeurs pour prendre en compte les différences entre les territoires.

6. Intégration des évaluations. Si certains commentaires issus des évaluations de la période 2012-2013 ont été pris en compte lors des mises à jour des fiches du site ONB, ce n'est pas le cas pour tous. Ils ont ainsi souvent été repris par les évaluateurs 2015-2016 qui les ont estimé être encore pertinents. Il serait utile de préciser sur le site internet pourquoi les propositions ne sont pas retenues et éclairer sur les choix faits par les concepteurs dans la révision des indicateurs ayant fait l'objet d'une évaluation.

ANNEXES

LISTE DES ACRONYMES & LIENS UTILES

BIP Biodiversity Indicators Partnership, portail des indicateurs de la Convention sur la Diversité Biologique

CDB Convention sur la Diversité Biologique

ONB Observatoire National de la Biodiversité

SNB Stratégie nationale (française) pour la biodiversité

GLOSSAIRE

Il existe de nombreuses définitions des termes ci-dessous dans la littérature. Afin d'éviter toute confusion, nous avons choisi de définir les termes utilisés ici, en étant bien conscients que ces définitions ne feront pas consensus et que la terminologie pourra être discutée par la suite.

Fiabilité : l'indicateur change toujours dans le même sens que le phénomène qu'il décrit.

Précision : un indicateur est précis lorsqu'il mesure avec une faible marge d'erreur ou d'incertitude le phénomène qu'il est supposé décrire. L'obtention d'un haut degré de précision sera généralement associée à l'utilisation d'outils et de méthodes avérées, testées par la faible variabilité de la mesure lorsqu'elle est répétée dans des conditions similaires (faible intervalle de confiance).

Sensibilité/réactivité : la valeur de l'indicateur change proportionnellement au changement du phénomène décrit (dans un certain intervalle). C'est la capacité de l'indicateur à faire la différence entre des situations qui sont réellement différentes. Pour les indices, la valeur change lorsque celle d'au moins une de ses composantes change. Un indicateur sensible détecte rapidement un changement signifiant. Il est adapté au degré de détection pertinent pour les objectifs souhaités. Ceci requiert que les mesures soient réalisées à des pas de temps et des échelles spatiales pertinents. La sensibilité des indices est souvent évaluée par des tests de sensibilité, où l'on fait varier les indicateurs simples et/ou la pondération de ces indicateurs et l'impact sur le résultat est mesuré. Cela peut amener à supprimer un indicateur qui n'influe pas suffisamment sur le résultat, ou à le pondérer.

Robustesse, fragilité face aux biais : la mesure ou le calcul de l'indicateur/indice reste fiable même lorsque les conditions (autres que le changement à mesurer) varient. L'indicateur/indice ne peut pas être affecté par des biais ou des variables non prises en compte dans son calcul. La valeur d'un indicateur simple robuste est peu ou pas influencée par des mesures imprécises ou des erreurs, la variabilité des instruments de mesure, des données manquantes, des variables confondantes*. Ceci peut nécessiter de tester la normalité des données, l'impact des données manquantes, les choix de pondération, les choix de méthodes d'agrégation…

** variable modifiant la relation entre deux autres paramètres A et B, ce qui entraîne un biais dans l'analyse du lien entre A et B. L'identification et la prise en compte de telles variables constituent un but majeur de toute étude scientifique.*