

# Contexte et lignes directrices pour le Statut vert des espèces de l'UICN

## Version 1.0 (décembre 2020)

<b>1. INTRODUCTION</b>	<b>2</b>
<b>2. OBJECTIF DU STATUT VERT DES ESPECES DE L'UICN</b>	<b>3</b>
<b>3. DEFINITION DE LA NOTION DE RETABLISSEMENT</b>	<b>6</b>
<b>4. COMPOSANTES DU RETABLISSEMENT</b>	<b>7</b>
4.1. AIRE DE REPARTITION	7
4.2. PARTIES DE L'AIRE DE DISTRIBUTION	10
4.3. ÉTAT DANS CHAQUE UNITE SPATIALE	14
4.4. VIABILITE	15
4.5. FONCTIONNALITE	16
4.6. LIEN ENTRE LA VIABILITE ET LA FONCTIONNALITE	21
<b>5. HERITAGE DE LA CONSERVATION</b>	<b>22</b>
5.1. DEFINITION DES ACTIONS DE CONSERVATION	23
5.2. DETERMINATION DE LA DATE DE DEBUT	24
5.3. ÉVALUATION DU STATUT CONTREFACTUEL	24
<b>6. DEPENDANCE ENVERS LA CONSERVATION</b>	<b>26</b>
<b>7. GAIN PAR CONSERVATION</b>	<b>27</b>
<b>8. POTENTIEL DE RETABLISSEMENT</b>	<b>30</b>
<b>9. INCERTITUDE</b>	<b>32</b>
<b>10. CATEGORIES</b>	<b>32</b>
<b>11. ÉVALUATIONS REGIONALES (Y COMPRIS LES EVALUATIONS NATIONALES)</b>	<b>34</b>
<b>12. INFORMATIONS REQUISES ET RECOMMANDEES</b>	<b>34</b>
12.1. INFORMATIONS JUSTIFICATIVES REQUISES	35
12.2. INFORMATIONS JUSTIFICATIVES RECOMMANDEES	35
<b>13. REFERENCES</b>	<b>40</b>
<b>ANNEXE 1. ÉLABORATION DE SCENARIOS POUR ESTIMER LES PARAMETRES D'IMPACT DE LA CONSERVATION</b>	<b>46</b>
<i>PARTIE 1 : ÉLABORATION D'UN SCENARIO CONTREFACTUEL POUR ESTIMER L'HERITAGE DE LA CONSERVATION</i>	46
<i>PARTIE 2 : ÉLABORATION DE SCENARIOS POUR ESTIMER LA DEPENDANCE ENVERS LA CONSERVATION ET LE GAIN PAR CONSERVATION</i>	49
<i>PARTIE 3 : ESTIMATION DU POTENTIEL DE RETABLISSEMENT</i>	54
<b>ANNEXE 2. QUESTIONS A PRENDRE EN COMPTE PAR LES EXAMINATEURS EXTERNES</b>	<b>56</b>

## 1. Introduction

La Liste rouge des espèces menacées de l'UICN™ joue un rôle fondamental pour documenter et surveiller l'état de la biodiversité, et elle constitue un référentiel mondial incontournable et respecté en tant que source d'informations scientifiquement exactes sur les espèces. La Liste rouge mesure le risque d'extinction des espèces et documente l'évolution (à la fois la détérioration et l'amélioration) du risque d'extinction au fil du temps. Toutefois, même si une véritable réduction du risque d'extinction doit être reconnue comme un succès en matière de conservation, cela ne peut être qu'un premier pas vers la réalisation d'objectifs de conservation plus larges, allant au-delà de la prévention des extinctions. C'est pourquoi le Statut vert des espèces est conçu pour répondre au besoin de documenter toutes les dimensions du succès de la conservation des espèces, et pour encourager les actions de conservation en vue du rétablissement des espèces et de la prévention de futurs déclin.

Le concept principal sur lequel repose le Statut vert des espèces, à savoir une conservation allant au-delà de la prévention de l'extinction, existe depuis un certain temps dans différents contextes (p. ex., Soulé *et al.*, 2003). Pour Sanderson (2006), ce concept consiste à « faire en sorte que les animaux vivent comme des animaux, et ne se contentent pas de survivre » ; il a en outre déclaré que la durabilité démographique (c'est-à-dire la viabilité à long terme) « devrait juste être considérée comme une condition minimale, un niveau nécessaire mais pas suffisant ». De même, Redford *et al.* (2011) ont fait valoir que la conservation des espèces ne devrait pas se limiter à éviter l'extinction (« conservation à la porte des urgences »), mais devrait comporter une vision optimiste où les espèces ne sont considérées comme pleinement conservées que lorsqu'elles se trouvent dans des populations répliquées dans chaque cadre écologique, et font preuve de résilience dans toute l'aire de répartition.

Au sein de l'UICN, ce concept a été défendu lors du Congrès mondial de la nature de 2012, par l'intermédiaire de sa [résolution WCC-2012-RES-41](#) « Élaboration de critères objectifs pour une Liste verte des espèces, des écosystèmes et des aires protégées » : « Le Congrès mondial de la nature [...] PRIE la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) [...] de conduire des consultations scientifiques internationales en vue de développer, pour les listes vertes, des critères objectifs, transparents, reproductibles qui mesurent systématiquement les succès de la conservation des espèces » et « de faire rapport à la prochaine session du Congrès mondial de la nature de l'UICN ».

À cette fin, la CSE a mené à bien une série de consultations et d'ateliers entre 2014 et 2020. En 2016, un Groupe d'étude a été constitué sous les auspices du Comité de la Liste rouge pour faire avancer l'élaboration d'une Liste verte des espèces. En 2018, le Groupe d'étude a publié un cadre pour mesurer le rétablissement des espèces et évaluer l'impact de la conservation (Akçakaya *et al.*, 2018) ; ce cadre a proposé une définition d'une espèce « entièrement rétablie » fondée sur la viabilité, la fonctionnalité et la représentation, et a défini quatre paramètres d'impact de la conservation pour quantifier l'importance de la conservation pour une espèce.

Le cadre proposé a ensuite été testé par plus de 200 évaluateurs qui l'ont appliqué à 181 espèces. De mars à mai 2020, une consultation en ligne a été menée à l'échelle de l'UICN. Sur la base des résultats des tests et des commentaires reçus lors de la consultation en ligne, le cadre a été affiné, et le nom a été changé en « Statut vert des espèces de l'UICN » pour éviter le malentendu courant selon lequel le protocole ne répertorie que les espèces rétablies avec succès.

Le présent document accompagne « la Norme », dont le nom complet est *Statut vert des espèces de l'UICN : Norme mondiale pour mesurer le rétablissement des espèces et évaluer l'impact de la conservation – Version 2.0*. La publication Akçakaya *et al.* (2018) est considérée comme la version 1.0 de la Norme ; la version 2.0 (approuvée par le Conseil de l'UICN) tient compte des modifications apportées suite aux tests et aux consultations qui ont eu lieu entre 2018 et 2020.

Ce document vise à fournir des orientations pour utiliser la Norme ainsi que des explications plus détaillées sur la base scientifique et technique des paramètres d'impact de la conservation. Bien que la Norme soit un document fixe (sauf changements méthodologiques majeurs), le présent document sera mis à jour régulièrement afin d'assurer un bon niveau d'homogénéité entre les évaluations. Cela est nécessaire car la méthode du Statut vert des espèces connaîtra sans aucun doute des améliorations au fur et à mesure qu'elle sera largement appliquée et que de nouvelles questions se poseront ; en effet, depuis la publication de la Norme v. 1.0, plusieurs thèmes ont fait l'objet de recherches actives et de publications au sein de la communauté universitaire. Toute mise à jour sera consignée dans les nouvelles versions du présent document *Contexte et lignes directrices*.

En plus de ce document et de la Norme, les évaluateurs devraient consulter les dernières versions des documents suivants :

- (i) *Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN* (UICN, 2012a) ;
- (ii) *Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN* (Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019) ;
- (iii) *Lignes directrices pour l'application des Critères de la Liste rouge de l'UICN aux niveaux régional et national* (UICN, 2012b).

## **2. Objectif du Statut vert des espèces de l'UICN**

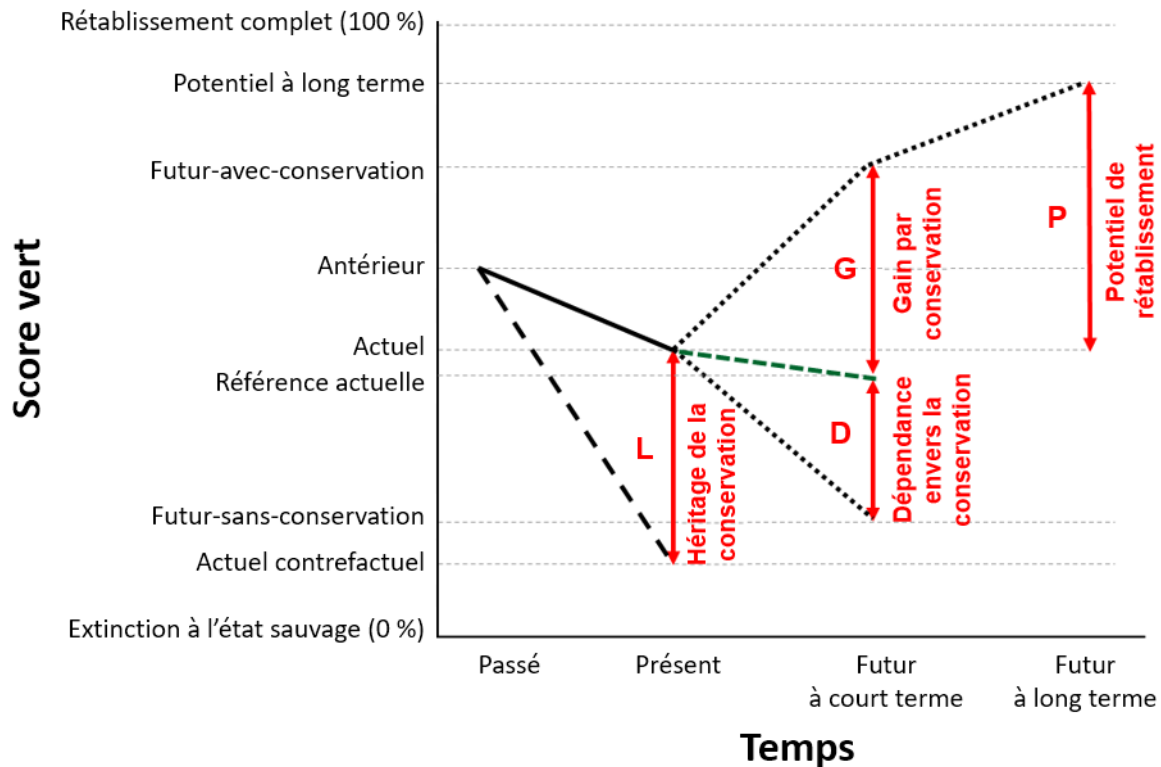
Le Statut vert des espèces de l'UICN comprend cinq objectifs principaux :

- (i) Fournir un cadre normalisé pour mesurer le rétablissement des espèces ;
- (ii) Reconnaître les réalisations en matière de conservation ;
- (iii) Mettre en évidence les espèces dont le statut de conservation actuel dépend de la poursuite des actions de conservation ;
- (iv) Prévoir l'impact attendu des actions de conservation planifiées ; et
- (v) Relever les niveaux d'ambition pour le rétablissement des espèces à long terme.

Ces objectifs sont représentés par un Score de rétablissement de l'espèce et par quatre paramètres d'impact de la conservation (voir Figure 1). Le Score de rétablissement de l'espèce mesure le degré de rétablissement de l'espèce à partir des concepts suivants : viabilité, fonctionnalité et représentation. Les quatre paramètres d'impact de la conservation sont quantifiés en tant que différences entre le degré de rétablissement de l'espèce (mesuré en tant que Score vert – voir définition à la section 4.3) à différentes étapes temporelles ou selon différents scénarios :

- **L'Héritage de la conservation** mesure l'impact des actions de conservation menées à ce jour. C'est la différence entre le Score vert Actuel et la valeur qu'aurait eu le Score vert Actuel si aucune action de conservation n'avait été menée (c.-à-d., le scénario contrefactuel d'un passé sans conservation).
- **La Dépendance envers la conservation** mesure l'impact des actions de conservation en cours dans un avenir à court terme (10 ans), en mettant l'accent sur la détérioration attendue au niveau du statut de l'espèce si toutes les actions de conservation devaient cesser. C'est la différence entre le Score vert « Référence actuelle » et le Score vert dans un scénario « Futur-sans-conservation ».
- **Le Gain par conservation** mesure l'impact des actions de conservation en cours et planifiées dans un avenir à court terme (10 ans), en mettant l'accent sur l'amélioration attendue au niveau du statut de l'espèce suite aux actions de conservation en cours et planifiées. C'est la différence entre le Score vert « Référence actuelle » et le Score vert dans un scénario « Futur-avec-conservation ».
- **Le Potentiel de rétablissement** quantifie l'aspiration ou l'ambition en matière de conservation, en mesurant l'amélioration maximale plausible du statut de l'espèce grâce aux innovations et efforts de conservation durables à long terme. C'est la différence entre le Score vert Actuel et le Score vert « Potentiel à long terme ».

Ces paramètres sont examinés plus en détail dans les sections ultérieures de ce document.



**Figure 1.** Représentation graphique des paramètres d'impact de la conservation en tant que différences de degré de rétablissement de l'espèce (pourcentage de Rétablissement complet, mesuré en tant que Score vert ; équation 1).

Ligne noire continue : changement constaté dans le Score vert de l'espèce.

Ligne noire en pointillés longs : changement passé (contrefactuel) attendu en l'absence d'efforts de conservation passés.

Ligne verte en pointillés longs : scénario futur (référence dynamique) d'un changement attendu compte tenu des conditions et actions de conservation actuelles.

Lignes noires en pointillés courts : scénarios futurs de changements attendus avec et sans efforts de conservation actuels et futurs.

Les flèches verticales représentent les paramètres d'impact de la conservation :

Héritage de la conservation (L) : avantages de la conservation actuelle et passée (Actuel – Actuel contrefactuel) ;

Dépendance envers la conservation (D) : changement attendu dans un avenir à court terme en l'absence de conservation en cours (Référence actuelle – Futur-sans-conservation) ;

Gain par conservation (G) : amélioration attendue dans un avenir à court terme avec la conservation en cours et planifiée (Futur-avec-conservation – Référence actuelle) ;

Potentiel de rétablissement (P) : amélioration possible avec une conservation à long terme (Potentiel à long terme – Actuel).

### 3. Définition de la notion de rétablissement

Les quatre paramètres d'impact de la conservation abordés dans la section précédente (et représentés par les flèches rouges à la Figure 1) sont au cœur du Statut vert des espèces, et ils sont calculés en tant que différences de degré de rétablissement de l'espèce selon des hypothèses et scénarios différents. Le degré de rétablissement est mesuré à l'aide du Score vert (axe vertical de la Figure 1) et est défini en référence à l'état « Rétablissement complet » (c.-à-d. en pourcentage de celui-ci). La valeur du Score vert calculé en fonction des informations sur la condition *réelle* de l'espèce au moment de l'évaluation (c.-à-d. en fonction de la condition constatée, estimée, déduite ou supposée de l'espèce) s'appelle le « Score de rétablissement de l'espèce ». Le Score de rétablissement de l'espèce, calculé à différents moments, peut être utilisé pour suivre les tendances de rétablissement de l'espèce.

En examinant les efforts déployés dans le passé pour définir le rétablissement et les conditions d'un état entièrement rétabli et conservé d'une espèce (p. ex., Sanderson, 2006 ; Goble, 2009 ; Redford *et al.*, 2011 ; Hutchings *et al.*, 2012 ; Westwood *et al.*, 2014), Akçakaya *et al.* (2018) ont identifié trois dimensions du rétablissement : la viabilité, la fonctionnalité et la représentation. La viabilité (ou les concepts associés de persistance, de résilience et de faible risque d'extinction) est la première condition essentielle mais elle n'est pas suffisante pour reconnaître une espèce comme rétablie. La deuxième condition au rétablissement complet d'une espèce est qu'elle doit démontrer toute l'étendue de ses interactions écologiques, fonctions et autres rôles dans l'écosystème. La troisième condition est qu'elle soit présente dans un ensemble représentatif d'écosystèmes et de communautés dans toute son aire de répartition autochtone. Sur la base de ces conditions, il est considéré qu'une espèce connaît un « rétablissement complet » si elle est viable et écologiquement fonctionnelle dans chaque partie de son aire de répartition. Les termes soulignés sont définis dans la section suivante.

Il est important de noter que cette définition du terme « rétablissement complet » s'applique non seulement aux espèces qui ont déjà décliné, mais aussi aux espèces qui n'ont pas décliné, car elle définit les conditions qui doivent être remplies pour qu'une espèce atteigne le Score vert maximum (100 %). Cependant, les espèces qui n'ont pas bénéficié d'actions de conservation (mais qui correspondent à la définition du « rétablissement complet ») relèvent de la catégorie « Aucune diminution » et non à la catégorie « Rétablissement complet ». Bien que le « rétablissement complet » représente un objectif de conservation standard pour toutes les espèces, pour de nombreuses espèces, une fonctionnalité complète dans l'aire de répartition autochtone de l'espèce peut ne pas être possible ; par exemple, si une partie de leur ancienne aire de répartition est irréversiblement perdue au profit des activités humaines.

Il est également important de noter que la définition du « rétablissement complet » ne correspond pas nécessairement à un état « vierge » ou « optimal » (quelle que soit la manière dont cela est défini), ou à un état particulier dans lequel se trouvait l'espèce avant l'impact des activités humaines. Le rétablissement complet (c.-à-d. un score de 100 %) peut

être atteint si et seulement si toutes les parties de l'aire de répartition (unités spatiales ; voir section 4.2) sont évaluées comme Fonctionnelles, sur la base des définitions et des orientations fournies ici.

## 4. Composantes du Rétablissement

### 4.1. Aire de répartition

Aux fins d'une évaluation du Statut vert, l'aire de répartition de l'espèce est la superficie totale (c.-à-d. l'union ou la superposition) de l'**aire de répartition autochtone** et de toute **aire de répartition supplémentaire attendue**. Toutefois, les Scores verts « Actuel » et « Actuel contrefactuel » sont uniquement basés sur les informations relatives à l'aire de répartition autochtone, tandis que les scores futurs peuvent être basés sur les informations provenant à la fois de l'aire de répartition autochtone et de l'aire de répartition supplémentaire attendue.

Notez que, telle que définie ici, l'aire de répartition est un peu différente conceptuellement par rapport à la définition fournie dans UICN (2016) ; la manière dont elle est utilisée pour soutenir le processus d'évaluation de la Liste rouge est également différente. Alors que « l'aire de répartition autochtone » est directement équivalente à « l'aire de répartition » telle que définie dans UICN (2016) et en termes d'utilisation aux fins de la Liste rouge (voir aussi Brooks *et al.*, 2019), « l'aire de répartition supplémentaire attendue » est une nouvelle composante du processus d'évaluation du Statut vert. Notez en outre que l'aire de répartition, et même l'aire de répartition autochtone, sont conceptuellement différentes de la zone d'occupation (AOO) et de la zone d'occurrence (EOO), lesquelles sont les mesures spatiales utilisées pour l'évaluation du risque d'extinction (UICN, 2013b ; Brooks *et al.*, 2019).

Le niveau d'ambition représenté par l'état « Rétablissement complet » est déterminé par deux aspects de l'aire de répartition : (1) jusqu'où aller dans le passé pour évaluer l'aire de répartition autochtone d'une espèce, et (2) jusqu'où aller dans le futur pour évaluer l'aire de répartition supplémentaire attendue. Les dates d'évaluation choisies déterminent l'étendue et la taille de l'aire de répartition par rapport à laquelle le rétablissement complet est mesuré. Afin d'encourager une action de conservation ambitieuse, tout en reconnaissant les contraintes liées à l'incertitude et à la faisabilité, les conseils suivants permettent de bien choisir ces dates.

L'aire de répartition autochtone devrait être évaluée à une date suffisamment éloignée pour éviter de modifier les bases de référence et pour reconnaître les contractions de l'aire de répartition dues aux impacts de l'activité humaine. Cette notion est reprise dans la suggestion de Sanderson (2019), selon laquelle la date devrait être située « à un moment précédant l'époque où les êtres humains devinrent le plus grand facteur limitant la répartition des espèces ». Cependant, plus la date choisie est ancienne, moins il y aura d'informations sur la répartition des espèces. Dans cet esprit, la date par défaut recommandée pour déterminer l'aire de répartition autochtone est 1750 de notre ère. Cette date est considérée comme le début approximatif de l'ère industrielle, une période

où les impacts de l'activité humaine se sont globalement intensifiés. Sauf indication contraire, il sera supposé que l'aire de répartition autochtone a été évaluée en date de 1750.

Cependant, pour de nombreuses régions et espèces, il peut y avoir une date avant ou après 1750 qui représente mieux un point de basculement anthropique pour la biodiversité (Sanderson, 2019 ; Stephenson *et al.*, 2019). La date par défaut peut donc être modifiée, mais elle doit se situer entre 1500 de notre ère et 1950 de notre ère. L'année 1500 est utilisée comme date limite pour classer les espèces dans la catégorie Éteint (EX) de la Liste rouge (c.-à-d. que les espèces éteintes avant cette date ne sont pas évaluées à l'aide de la Liste rouge), et l'évaluation du Statut vert reflète cette date par souci d'homogénéité. La date de 1950 est utilisée dans les évaluations du Statut vert comme point de départ pour la prise en compte des actions de conservation passées, et elle correspond approximativement au début de la conservation moderne de la biodiversité. L'utilisation de dates en dehors de cette fourchette n'est pas autorisée car, bien qu'il existe des données historiques sur les impacts de l'activité humaine et la répartition des espèces avant 1500 de notre ère (voir Klein Goldewijk *et al.*, 2011 ; Grace *et al.*, 2019), elles sont très rares. À l'inverse, en 1950, une grande partie du monde avait déjà été touchée par les activités humaines.

Si l'on estime que la date par défaut de 1750 n'est pas la mieux adaptée, le choix d'une autre date entre 1500 et 1950 de notre ère doit être guidé par les principes suivants :

i) Des exceptions sont possibles mais, en règle générale, les espèces de la même région géographique et subissant des menaces similaires doivent avoir des dates de référence similaires pour déterminer l'aire de répartition autochtone. Cela permet de comparer les évaluations de différentes espèces au sein d'une même région géographique. Par conséquent, les évaluateurs doivent tenir compte des dates utilisées dans les précédentes évaluations du Statut vert et, dans la mesure du possible, utiliser la même date pour toutes les espèces qu'ils évaluent dans une région donnée (à moins qu'il n'y ait de solides arguments en faveur d'une autre date – voir ci-dessous).

ii) Les changements de densité de la population humaine peuvent indiquer des dates appropriées à l'échelle de la région. Ces changements peuvent être fondés sur des données ou bien sur des déductions – par exemple, l'an 1500 de notre ère est considéré comme le début approximatif de l'expansion européenne à travers le monde (MacPhee & Flemming, 1999), une activité qui a modifié et/ou intensifié les impacts humains dans de nombreuses régions du monde. En utilisant les données modélisées de Klein Goldewijk *et al.* (2011), des changements significatifs dans la densité de population ont été identifiés pour les régions suivantes, laissant entendre qu'il pourrait être nécessaire d'utiliser des dates autres que celles par défaut :

- La date de 1500 de notre ère est recommandée pour l'Europe occidentale et centrale, le Mexique, la Turquie, l'Asie du Sud, la Chine, le Japon et la Corée, en raison de leurs fortes densités de population par rapport aux autres régions avant 1500.



- Les dates postérieures à 1800 de notre ère peuvent être plus pertinentes pour certaines parties d’Afrique et d’Asie du Sud-Est, car les données modélisées n’ont pas permis d’observer de fortes augmentations de la densité de population jusqu’à cette date.

iii) Bien que les dates régionales déduites à l’aide du processus ci-dessus ou d’un processus similaire soient tout à fait acceptables, les évaluateurs sont invités à utiliser plutôt des preuves locales et/ou spécifiques aux espèces (provenant d’historiens et de biologistes) pour justifier la modification de la date par défaut.

iv) Pour les espèces présentes sur des îles, les connaissances historiques de la population humaine locale et de son impact sur les espèces, ainsi que les données sur les espèces envahissantes et leurs impacts, doivent être recherchées de manière proactive pour aider à choisir une date de référence locale appropriée.

v) Pour les espèces présentes dans plusieurs régions, dans les cas où les différentes régions ont des dates de référence différentes, la date de référence la plus ancienne doit être utilisée.

Certaines zones dans la répartition actuelle de l’espèce peuvent comprendre des sous-populations constituées par des introductions et des transferts aux fins de la sauvegarde (UICN, 2013a). Ces zones sont incluses dans l’aire de répartition autochtone si certaines conditions sont remplies (voir la version actuelle des Lignes directrices pour la Liste rouge [Comité des normes et des pétitions de l’UICN, 2019], section 2.1.3).

On peut s’attendre à ce que certaines zones de l’aire de répartition autochtone, telle que définie ci-dessus, deviennent inadaptées (et potentiellement inoccupées) en raison du changement climatique ou de la modification de la couverture des sols. Ces zones ne sont pas exclues de l’aire de répartition autochtone. L’inclusion de ces zones est nécessaire pour éviter de modifier les bases de référence, c’est-à-dire pour empêcher l’érosion progressive des objectifs de l’aire de répartition, ce qui rendrait l’état « Rétablissement complet » moins ambitieux.

Les aires de répartition de nombreuses espèces se déplacent, ou devraient se déplacer, en réponse aux changements environnementaux (en particulier le changement climatique). Ces déplacements peuvent entraîner l’expansion des espèces vers des zones qui devront être prises en compte dans les futurs efforts de conservation ; par conséquent, pour prévoir les futurs statuts, les évaluations du Statut vert doivent prendre en compte ces zones potentiellement adaptées. L’aire de répartition supplémentaire attendue est constituée de zones qui ne font pas partie de l’aire de répartition autochtone de l’espèce, mais dont on s’attend fortement à ce qu’elles deviennent adaptées à l’espèce et à ce qu’elles soient très probablement occupées par elle à l’avenir.

En raison des horizons temporels généralement utilisés pour faire une projection des changements d’aire de répartition dus au changement climatique, l’aire de répartition supplémentaire attendue ne serait normalement utilisée que pour le futur à long terme (c’est-à-dire pour calculer le Potentiel de rétablissement). À moins que certaines unités spatiales situées dans l’aire de répartition supplémentaire attendue ne deviennent

occupées ou ne fassent l'objet d'efforts de conservation au cours des 10 prochaines années, les scénarios d'avenir à court terme (pour le calcul de la Dépendance envers la conservation et du Gain par conservation) n'ont pas besoin de tenir compte de l'aire de répartition supplémentaire attendue.

Les méthodes d'estimation de l'aire de répartition supplémentaire attendue d'une espèce en raison du changement climatique doivent suivre les Lignes directrices pour la Liste rouge concernant l'intégration du changement climatique dans les évaluations (Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019, section 12). Pour que l'aire de répartition future adaptée soit incluse dans l'aire de répartition supplémentaire attendue, il doit y avoir une forte probabilité (> 80 %) qu'elle soit occupée par l'espèce. Dans la plupart des cas, cela signifie qu'il faut inclure uniquement les zones qui sont « géographiquement proches » (selon les Lignes directrices pour la Liste rouge, section 2.1.3(b)) de l'aire de répartition autochtone. Toutefois, si un « transfert aux fins de la sauvegarde » (tel que défini ci-dessus) dans une zone adaptée est planifié ou probable, même si la zone n'est pas géographiquement proche de l'aire de répartition autochtone, cette zone est considérée comme faisant partie de l'aire de répartition supplémentaire attendue.

Dans de rares cas, l'aire de répartition supplémentaire attendue d'une espèce introduira une nouvelle « partie de l'aire de répartition » (unité spatiale, section 4.2), qui sera incluse dans le dénominateur de l'Équation 1 lors du calcul des Scores verts pour les scénarios futurs. Cependant, il s'agit là d'un cas rare ; par exemple, si les unités spatiales sont définies sur la base de sous-populations, et que les prévisions indiquent simplement un déplacement de l'aire de répartition de ces sous-populations, alors aucune nouvelle unité spatiale n'est créée. Les nouvelles unités spatiales supplémentaires attendues sont plus susceptibles de se produire dans les cas de transfert aux fins de la sauvegarde. Cependant, même lorsqu'aucune nouvelle unité spatiale n'est créée, l'aire de répartition supplémentaire attendue doit être cartographiée.

La délimitation (le traçage) des limites de l'aire de répartition ne doit pas nécessairement reposer sur l'AOO ou l'EEO, ou sur les méthodes de calcul de ces mesures spatiales (mailles de grille ou polygones convexes minimums). Au lieu de cela, l'aire de répartition d'une espèce devrait être délimitée en fonction des limites des « parties de l'aire de répartition », telles que définies dans la section suivante. Le Groupe de travail technique de la Liste rouge de l'UICN (2019) fournit des lignes directrices détaillées pour constituer « l'aire de répartition autochtone ».

#### **4.2. Parties de l'aire de distribution**

Une espèce entièrement rétablie est présente dans un ensemble représentatif d'écosystèmes et de communautés dans toute son aire de répartition. Une manière pratique d'évaluer cela consiste à déterminer le statut de l'espèce dans chacune des subdivisions ou unités spatiales, faisant de leur définition et de leur délimitation une partie essentielle d'une évaluation du Statut vert.

Au moment de choisir comment (et s'il convient de) subdiviser l'aire de répartition d'une espèce en unités spatiales, l'évaluateur doit tenir compte des raisons fondamentales de

l'utilisation des unités spatiales dans le processus d'évaluation du Statut vert : rendre compte des variations et encourager le rétablissement dans toutes les parties de l'aire de répartition, avec une représentation des différents systèmes dans lesquels l'espèce a été présente historiquement. C'est en tenant compte de ces raisons que les principes directeurs suivants ont été élaborés :

(1) Les unités spatiales doivent définir des zones d'importance similaire pour la conservation de l'espèce, indépendamment de leur taille relative. Une zone peut être petite par rapport à l'aire de répartition de l'espèce ou par rapport à d'autres unités spatiales, mais elle peut être identifiée comme une unité spatiale distincte si, par exemple, elle représente un contexte écologique distinctif, abrite une population génétiquement distincte ou représente une opportunité de conservation spéciale. La répartition d'une espèce au sein d'une unité spatiale ne doit pas nécessairement être contiguë.

(2) Les évaluateurs doivent tenir compte de l'aire de répartition autochtone de l'espèce lorsqu'ils délimitent les unités spatiales. Par exemple, il est déconseillé d'identifier chaque fragment de la répartition actuelle de l'espèce en tant qu'unité spatiale distincte. Il peut être plus judicieux de placer un ensemble de fragments actuels, qui représentaient une seule population avant les principaux impacts de l'activité humaine, au sein des limites d'une seule unité spatiale. Ceci est particulièrement pertinent (mais pas uniquement) si l'augmentation de la connectivité entre ces fragments est un objectif de conservation. Cependant, il n'est pas nécessaire que toutes les unités spatiales reflètent exactement la répartition de l'espèce dans le passé. Une évaluation du Statut vert étant un exercice prospectif destiné à encourager le rétablissement futur, les unités spatiales peuvent être délimitées pour représenter des divisions utiles ou pratiques pour la conservation actuelle et future de l'espèce.

(3) Les unités spatiales étant destinées à rendre compte des variations, il n'est pas toujours nécessaire aux fins de l'évaluation du Statut vert de diviser l'aire de répartition de l'espèce en plusieurs unités spatiales. Pour les espèces dont l'aire de répartition est naturellement petite ou restreinte, les espèces qui ont toujours existé dans un type d'écosystème très spécifique, les espèces dont les fonctions sont similaires dans les différents contextes écologiques dans lesquels elles existent, ou d'autres cas conceptuellement similaires, l'évaluation du Statut vert peut être réalisée en utilisant une seule unité spatiale (p. ex., l'aire de répartition mondiale de l'espèce). Dans certains cas, il convient de ne définir que deux unités spatiales (p. ex., une pour l'aire de répartition qui existe encore et une pour l'aire de répartition disparue). Cependant, pour de nombreuses espèces, trois unités spatiales ou plus seront nécessaires pour représenter la diversité des conditions et contextes écologiques dans lesquels l'espèce est ou a été présente.

Les catégories suivantes représentent différentes méthodes de division de l'aire de répartition en unités spatiales, présentées de la plus à la moins recommandée :

- **Sous-populations et autres subdivisions biologiques spécifiques aux espèces :**  
Aux fins du Statut vert, les approches les plus pertinentes sont les subdivisions spécifiques aux espèces basées sur la biologie de l'espèce. Il s'agit notamment des

sous-populations (telles que définies dans les Lignes directrices pour la Liste rouge [Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019]), ainsi que les sous-espèces, les stocks, les unités génétiques, les voies de migration, les unités significatives sur le plan évolutif et les segments de population distincts. Tous ces éléments sont conceptuellement similaires à la sous-population, dans le sens où ils se basent sur la biologie de l'espèce particulière. Les stocks peuvent être des unités d'évaluation adaptées pour les poissons et autres espèces aquatiques mobiles. Pour certains taxons, l'identification des unités de populations génétiques est déjà une composante de la gestion des espèces (p. ex., les cétacés). Les voies de migration peuvent être des unités adaptées pour les espèces volantes qui migrent le long d'itinéraires connus et distincts (p. ex., de nombreux oiseaux d'eau et oiseaux marins migrateurs), mais elles ne sont pas adaptées pour les espèces dont la migration suit de larges fronts ou d'autres chemins migratoires (p. ex., de nombreux passereaux et autres oiseaux terrestres).

- **Caractéristiques écologiques** : Bien qu'elles ne soient pas spécifiques aux espèces, les divisions basées sur les écorégions, les types d'habitats ou les écosystèmes peuvent être utilisées pour définir les unités spatiales, car elles rendent ainsi compte des différents « contextes écologiques » dans lesquels une espèce existe (ou a existé). Les divisions existantes des régions terrestres et aquatiques à l'aide de caractéristiques écologiques, qui peuvent être utilisées comme unités spatiales, comprennent :

- Les types d'habitats, tels que documentés par le [Système de classification des habitats de la Liste rouge de l'UICN](#) ;
- Les écorégions terrestres du monde (TEOW), basées sur [Olson et al. \(2001\)](#) ou [Dinerstein et al. \(2017\)](#) ;
- Les écorégions marines du monde ([MEOW](#)), basées sur Spalding *et al.* (2007) ;
- Les écorégions d'eau douce du monde ([FEOW](#)), basées sur Abell *et al.* (2008).

Si le nombre d'unités écologiques dans l'aire de répartition de l'espèce est trop élevé pour une évaluation réalisable, des écorégions/types d'habitats/écosystèmes similaires peuvent être regroupés pour réduire le nombre d'unités spatiales.

- **Caractéristiques géologiques** : Les bassins versants, les chaînes montagneuses, les îles, les lacs et autres caractéristiques géologiques ou géographiques peuvent être considérés comme des substituts des sous-populations et ils peuvent donc être utilisés pour délimiter les unités spatiales.
- **Localités** : Les zones affectées par des processus menaçants similaires (définies en tant que « Localité » dans les Lignes directrices pour la Liste rouge) peuvent être utilisées pour définir des unités spatiales. Dans certains cas, les pays, les états, les provinces et d'autres unités politiques/administratives (ou regroupements de ceux-ci) peuvent être des substituts adaptés pour délimiter les localités, sur la base de processus menaçants spécifiques et omniprésents au sein de leurs limites.
- **Mailles de grille** : Bien que les mailles de grille ne soient pas la méthode préférée (parce qu'elles ne sont pas des unités dérivées biologiquement), cette méthode peut être utile dans certains cas, par exemple pour les espèces qui ont disparu de la

grande majorité de leur aire de répartition autochtone. Dans de tels cas, l'utilisation de mailles de grille représentera de manière réaliste l'envergure de la perte d'aire de répartition intervenue depuis la date de référence pour l'aire de répartition autochtone, alors que d'autres méthodes qui génèrent moins d'unités spatiales, telles que les écorégions ou les localités, pourraient masquer cette perte. Bien que cette méthode ait le potentiel de générer un grand nombre d'unités spatiales, dans la pratique, il peut y avoir très peu d'unités où le rétablissement de l'espèce est probable ou possible, de sorte qu'un travail supplémentaire négligeable est nécessaire pour évaluer toutes les unités spatiales.

Les unités spatiales peuvent aussi être délimitées par association de deux méthodes proposées agissant comme des « niveaux » ; par exemple, en identifiant les sous-espèces et en les divisant à nouveau en fonction des différentes écorégions occupées par chaque sous-espèce pour créer l'ensemble final d'unités spatiales. Dans certains cas, cette division plus affinée rendra les évaluations plus cohérentes ; les évaluateurs doivent donc savoir qu'ils ne sont pas obligés de choisir une seule méthode dans la liste ci-dessus.

En pratique, aucune définition unique des unités spatiales ne sera applicable à toutes les espèces, compte tenu de la grande diversité des tailles de leurs aires de répartition (allant d'une présence endémique très localisée à une présence partout dans le monde) et de leur écologie. Les unités spatiales doivent être adaptées à l'espèce particulière qui fait l'objet de l'évaluation, et leur évaluation doit être réalisable. Des subdivisions à plus petite échelle (donc avec plus d'unités spatiales) signifient qu'un plus grand nombre de populations d'unités spatiales doivent être fonctionnelles pour qu'une espèce soit considérée comme entièrement rétablie. Dans la pratique, plus le nombre d'unités spatiales est élevé, plus l'évaluation devient complexe et exige du temps, ce qui peut constituer un facteur limitant. Cependant, identifier trop peu d'unités spatiales pose aussi des problèmes ; par exemple, si la superficie d'une unité spatiale est trop grande par rapport à l'aire de répartition de l'espèce, ou si elle regroupe des parties distinctives et importantes de l'aire de répartition en une seule unité, l'évaluation qui en résulte ne reflétera pas l'intention d'évaluer le potentiel de rétablissement dans toute l'aire de répartition de l'espèce et pourrait présenter une évaluation faussement optimiste du statut de rétablissement. Par conséquent, dans la mesure du possible, la délimitation des unités spatiales doit être effectuée par un groupe d'experts et de parties prenantes, en particulier pour les espèces ayant une aire de répartition étendue. Une fois qu'une évaluation du Statut vert a été réalisée pour une espèce, s'il est décidé lors de futures réévaluations qu'il est nécessaire de délimiter les unités spatiales d'une manière différente, toutes les évaluations publiées précédemment devront être réévaluées rétrospectivement en utilisant les nouvelles unités.

En règle générale, il est recommandé d'utiliser la même méthode pour subdiviser les aires de répartition d'espèces ayant un lien de parenté étroit et des similitudes en termes de types de répartition et de cycle biologique, mais cela peut ne pas être possible dans tous les cas.

### 4.3. *État dans chaque unité spatiale*

La population dans chaque unité spatiale doit être évaluée selon quatre états ordinaux : Absent, Présent, Viable et Fonctionnel. Ces états sont définis et discutés dans la Norme.

Des pondérations associées à chaque état sont utilisées pour calculer le Score vert. Il existe deux ensembles de pondérations (Tableau 1). Les pondérations par défaut sont recommandées pour la plupart des évaluations. Néanmoins, les évaluateurs peuvent choisir d'utiliser les pondérations affinées facultatives, ce qui implique une évaluation plus détaillée de l'état dans chaque unité spatiale, par exemple en identifiant la catégorie de la Liste rouge qui serait affectée à la population de l'unité spatiale. Les pondérations affinées permettent un calcul plus précis des paramètres d'impact de la conservation, et peuvent donc être préférables pour les espèces ayant une ou juste quelques unités spatiales. Pour ces espèces, l'utilisation des pondérations par défaut peut donner lieu à une évaluation peu informative. Considérons, par exemple, une espèce avec une seule unité spatiale, où la catégorie de la Liste rouge actuelle est CR et la catégorie de la Liste rouge « Futur-avec-conservation » est VU. Avec les pondérations par défaut, ces deux catégories auraient la notation « Présent » (pondération = 3) ; en conséquence, le Gain par conservation serait de 0 %, même si la conservation future devrait avoir un impact important sur le statut de l'espèce. En utilisant les pondérations affinées facultatives, le Gain par conservation serait de 20 %.

**Tableau 1.** Pondérations par défaut et pondérations affinées (facultatives) pour chaque état au sein d'une unité spatiale (US).

État ( <i>par défaut</i> )	Pondération par défaut	État affiné ( <i>facultatif, p. ex. pour une ou quelques unités spatiales</i> )	Pondération affinée ( <i>facultatif</i> )
Absent	0	Absent	0
		Présent-CR	1,5
Présent	3	Présent-EN	2,5
		Présent-VU	3,5
		Présent-NT avec déclin continu	4,5
Viable	6	Viable-NT sans déclin continu	5,5
		Viable-LC	6,5
Fonctionnel	9	Fonctionnel dans < 40 % de l'US	8
		Fonctionnel dans 40-70 % de l'US	9
		Fonctionnel dans > 70 % de l'US	10

Les pondérations sont définies de telle sorte que la moyenne des pondérations affinées dans chaque état est égale à la pondération par défaut et donc, en moyenne, le Score vert sera le même que ce soit avec les pondérations par défaut ou les pondérations facultatives. Bien que les évaluateurs puissent choisir entre les pondérations par défaut et les pondérations facultatives, pour une espèce donnée, le même ensemble de pondérations doit être utilisé pour toutes les unités spatiales et tous les Scores verts (passé, actuel, futur à court terme, futur à long terme).

Le Score vert ( $G$ ) pour l'espèce est obtenu en se basant sur les états dans toutes les unités spatiales, grâce à l'équation suivante (Équation 1) :

$$G = \frac{\sum_s W_s}{W_F \times N} \times 100$$

où  $s$  est chaque unité spatiale,  $W_s$  est la pondération de l'état dans l'unité spatiale (Tableau 1),  $W_F$  est la pondération maximum possible (c.-à-d., 9 avec les pondérations par défaut et 10 avec les pondérations affinées), et  $N$  est le nombre d'unités spatiales. Le dénominateur est le score maximum possible atteint lorsque l'état de toutes les unités spatiales est évalué comme Fonctionnel. Ainsi, un Score vert est calculé en tant que pourcentage de Rétablissement complet. Pour les scores « Actuel » et « Actuel contrefactuel », le dénominateur est basé sur le nombre d'unités spatiales dans l'aire de répartition autochtone uniquement (sans tenir compte des unités résultant de l'aire de répartition supplémentaire attendue).

Conceptuellement, les quatre états possibles sont considérés comme étant mutuellement exclusifs : le classement de chaque unité spatiale correspond à un seul état. Toutefois, en raison de l'incertitude, chaque unité spatiale peut avoir plusieurs états plausibles. Dans certains cas, il peut y avoir une forte incertitude sur l'état de l'espèce dans chaque unité spatiale. Il est important que cette incertitude soit prise en compte de manière transparente et complète dans le processus d'évaluation. Des directives précises sur l'intégration de l'incertitude sont fournies à la section 9.

Certains états sont également considérés comme étant imbriqués, comme dans le cas de la Liste rouge où une espèce qui remplit les conditions pour être classée EN remplit aussi, par définition, les conditions pour être classée VU, mais est inscrite seulement dans la catégorie EN. Une unité spatiale évaluée comme Viable est, par définition, également Présente (mais pas classée comme telle). Une unité spatiale évaluée comme Fonctionnelle est, par définition, également Viable et Présente (mais pas classée ainsi). Cependant, les évaluateurs peuvent trouver qu'une unité spatiale correspond à la définition de l'état Fonctionnel mais pas Viable. Pour obtenir des indications sur cette situation, voir les sections 4.4 et 4.6.

#### 4.4. **Viabilité**

La viabilité de la population dans une unité spatiale est définie sur la base de la catégorie de la Liste rouge dont relève la population dans cette unité spatiale. Si l'aire de répartition de l'espèce est divisée en deux ou plusieurs unités spatiales, les *Lignes directrices pour l'application des Critères de la Liste rouge de l'UICN aux niveaux régional et national* (2012b) sont utilisées. Ces Lignes directrices régionales prennent en compte la possibilité d'un effet de sauvetage, qui est le « processus par lequel des propagules immigrantes atténuent le risque d'extinction pour la population cible » (dans ce cas, pour la population de l'unité spatiale qui est évaluée). En d'autres termes, l'immigration à partir d'autres unités spatiales aura tendance à réduire le risque d'extinction au sein de l'unité spatiale évaluée. Cet effet est pris en compte en modifiant la catégorie de la Liste rouge dont relève l'unité spatiale.

Ainsi, si les données de l'unité spatiale conduisent à une évaluation de l'état au niveau « Présent » sur la base des critères de la Liste rouge, la prise en compte de l'effet de sauvetage peut changer cette évaluation en « Viable ». Conformément aux Lignes directrices régionales (UICN, 2012b), ce type d'ajustement est basé uniquement sur l'immigration à partir de populations sauvages. Les contributions provenant d'autres populations (p. ex., ex situ ou gérées intensivement) peuvent prendre la forme de compléments de population, de réintroductions et d'introductions bénignes ; ces contributions sont considérées comme des actions de conservation, et leurs effets sont pris en compte dans les scénarios contrefactuels et futurs. Si la catégorie de la Liste rouge, après cet ajustement, est LC, ou si elle est NT et que la population ne décline pas, l'état est Viable. Si la catégorie de la Liste rouge est NT et que la population est en déclin, ou si la catégorie de la liste rouge est VU, EN, ou CR (mais pas CR(PE) ou CR(PEW)), l'état est Présent. Si la catégorie de la Liste rouge est EX, EW, CR(PE) ou CR(PEW), l'état est Absent.

La définition de la viabilité se base sur les catégories de la Liste rouge afin de maximiser la synergie entre les deux méthodes ; cependant, comme les objectifs d'une évaluation du Statut vert sont différents de ceux d'une évaluation de la Liste rouge, il existe une minorité de cas où cette définition est contre-productive. Si les unités spatiales sont très petites ou si la densité de population est naturellement faible, il se peut qu'elles ne remplissent jamais les critères de viabilité tels que définis dans la Norme. Cela peut se produire même si la population de l'unité spatiale est considérée comme Fonctionnelle, selon la définition fournie à la section suivante. Évaluer ces unités spatiales comme étant non viables peut être contre-productif, si l'incapacité à remplir les critères de viabilité reflète les densités et la répartition naturelles de l'espèce, plutôt que l'effet hérité ou actuel de processus menaçants. Dans ce cas, les évaluateurs doivent considérer les étapes suivantes dans un ordre allant de a à c : (a) Lire la section 4.6 consacrée au « Lien entre la Viabilité et la Fonctionnalité ». (b) Reconsidérer la définition des unités spatiales, en vérifiant si chaque unité spatiale comprend au moins une sous-population entière (telle que définie dans les Lignes directrices pour la Liste rouge [Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019]) ; si ce n'est pas le cas, envisager d'augmenter la taille des unités spatiales. (c) Reconsidérer la manière dont les lignes directrices régionales ont été appliquées à l'unité spatiale. En particulier, examiner si la probabilité d'immigration à partir d'autres unités spatiales (« effet de sauvetage ») justifie le déclassement d'une ou plusieurs catégories de la Liste rouge pour atteindre un état Viable.

#### 4.5. **Fonctionnalité**

Une population écologiquement fonctionnelle possède une densité ou une abondance, ainsi qu'une structure démographique adaptée, permettant à l'ensemble de ses interactions, rôles et fonctions écologiques d'avoir lieu. Le concept de fonctionnalité écologique est étroitement lié au concept d'extinction écologique ou d'extinction fonctionnelle. Une population est considérée comme fonctionnellement éteinte (ou non fonctionnelle) si son abondance est trop faible, ou si sa structure démographique n'est pas adaptée, pour qu'elle puisse remplir son ou ses rôles écologiques dans la communauté ou l'écosystème (Akçakaya *et al.*, 2020). Même lorsqu'une population a une forte densité, sa structure



démographique peut être inadaptée à la ou aux fonctions considérées. Par exemple, si le prélèvement ou toute autre mortalité d'origine humaine élimine tous les individus plus âgés ou plus grands, et si la fonction écologique en question est assurée principalement par les individus plus âgés ou plus grands (comme les arbres fournissant des cavités pour la nidification des animaux), la population ne sera pas fonctionnelle.

La prise en compte de la fonctionnalité dans le contexte du rétablissement des espèces ne doit pas être interprétée à tort comme une priorité donnée à la conservation des espèces en fonction de leur importance fonctionnelle. La fonctionnalité est prise en compte dans les évaluations du Statut vert afin de rétablir une espèce à des niveaux supérieurs à ce qui est nécessaire juste pour sa propre viabilité. Ainsi, l'évaluation de la fonctionnalité est un moyen d'attendre davantage de nos efforts de conservation, et non de l'espèce (Akçakaya *et al.*, 2020) ; et cela ne sert pas à comparer les espèces entre elles. Le fait de ne pas pouvoir identifier les fonctions d'une espèce n'empêche pas la mise en place d'objectifs de rétablissement ambitieux, et ceci peut se baser sur des substituts permettant d'évaluer la fonctionnalité (voir ci-dessous).

Bien que la fonctionnalité écologique d'une population soit fondamentalement une mesure continue, aux fins de l'évaluation du Statut vert, la fonctionnalité de la population d'une unité spatiale est évaluée soit comme une mesure binaire (fonctionnelle/non fonctionnelle, avec les pondérations par défaut), soit comme une variable catégorielle avec quatre catégories ordinales (non fonctionnelle, < 40 %, 40-70 % et > 70 %, avec les pondérations affinées ; voir Tableau 1).

### ***Évaluation de la Fonctionnalité : l'approche par confirmation***

L'une des méthodes utilisées pour déterminer si une population est fonctionnelle est « l'approche par confirmation » (Akçakaya *et al.*, 2020) ; celle-ci commence par une liste des interactions de l'espèce focale avec les autres espèces, et se poursuit avec l'identification des processus écologiques (prédation, dissémination, facilitation, etc.) intervenant dans ces interactions. Tous les types de fonctions énumérés ci-dessous doivent être pris en compte lors de la création de cette liste (voir Akçakaya *et al.*, 2020, Tableau 2, pour plus d'informations sur ces types de fonctions).

- **Interactions directes** de l'espèce avec une ou plusieurs autres espèces, impliquant souvent un contact physique entre les espèces, et exerçant mutuellement une forte influence sur la dynamique des populations, y compris, mais sans s'y limiter, la pollinisation, la dissémination des graines, l'herbivorie et la prédation. Dans certains cas d'interactions directes, la relation entre la fonctionnalité et l'abondance n'est vraiment pas linéaire (McConkey & Drake, 2006) et peut même être une fonction en escalier (Estes *et al.*, 2010), ce qui permet de déterminer facilement le point à partir duquel on peut considérer que l'espèce focale est fonctionnelle. Dans d'autres cas, il existe une relation plus progressive, une plus grande abondance entraînant une fonction plus importante, ce qui rend plus difficile la même démarche. Par exemple, même si une espèce n'est pas une espèce clé (dont le déclin entraînerait probablement la disparition d'autres espèces), des changements en termes d'abondance, de structure

d'âge ou de densité pourraient altérer la solidité des interactions, par exemple, sa fonction en tant que source de nourriture importante pour ses prédateurs/consommateurs, ou comme acteur important pour la dissémination des graines ou du pollen. Dans ce cas, l'espèce focale est considérée comme non fonctionnelle si sa densité (et donc sa fonctionnalité) est si faible qu'elle rend la population d'une autre espèce non viable (comme défini ci-dessus) à long terme.

- **Interactions indirectes** de l'espèce avec d'autres espèces, par la création de structures, de caractéristiques et de conditions d'habitat qui affectent la dynamique de ces espèces. Cela comprend notamment la création d'habitats pour d'autres espèces, l'ingénierie écosystémique, la stabilisation du substrat, la formation de tourbe, l'accumulation de combustible pour les feux de brousse et la facilitation de la connectivité ou de l'hétérogénéité du paysage. Des exemples incluent la création d'un paysage hétérogène en raison du pâturage et du « vautrement » (wallowing) du bison d'Amérique (Sanderson *et al.*, 2008) ; la construction de cavités et de terriers par les oiseaux (Casas-Criville & Valera, 2005) et les tortues (Lips, 1991) ; la création de refuges contre les prédateurs en raison de la rugosité des récifs biogènes (Alvarez-Filip *et al.*, 2009) ; les substrats pour les nids et les guis fournis par les plantes ligneuses.
- **Interactions diffuses** de l'espèce avec d'autres composantes de l'écosystème, à travers ses contributions aux processus écosystémiques. La population d'une unité spatiale peut être considérée comme fonctionnelle si sa taille et sa structure démographique permettent à l'espèce de contribuer à un processus écosystémique (tel que défini par Pettorelli *et al.*, 2017) comme la production primaire, la décomposition, le cycle ou la redistribution des nutriments, la modification des régimes d'incendie ou hydrologiques, etc. Des exemples incluent la modification du flux d'azote et d'oxygène et des caractéristiques des sédiments par les grands suspensivores ou les dépositivores (Thrush *et al.*, 2006), l'apport de nutriments aux systèmes terrestres par les populations reproductrices de saumons (Gende *et al.*, 2002), ainsi que le cycle des nutriments et le transfert d'énergie par les vautours et autres charognards (DeVault *et al.*, 2003).
- **Interactions intraspécifiques**, c'est-à-dire les processus internes à l'espèce et les modes de comportement caractéristiques de l'espèce, tels que la formation de colonies et autres agrégats, ainsi que les modes de déplacement et de dissémination dans l'espace. La population d'une unité spatiale peut être considérée comme fonctionnelle si la taille, la densité ou la structure de cette population permet à l'espèce de présenter les phénomènes sociaux ou comportementaux notables qui la caractérisent.

Il convient de noter que certaines définitions de l'extinction fonctionnelle incluent la fin des processus démographiques de base tels que la reproduction (p. ex., Roberts *et al.*, 2017). Cependant, ceux-ci ne sont pas considérés comme des fonctions aux fins du Statut vert des espèces de l'UICN, car les populations des unités spatiales qui ne remplissent pas ces fonctions démographiques de base ne seraient pas Viabiles, et le processus est donc déjà pris en compte dans l'évaluation.

Des informations sur les interactions entre espèces dans les catégories ci-dessus, ainsi que la connaissance des traits fonctionnels qui sont souvent associés à ces interactions, permettraient d'identifier les conditions écologiques qui déterminent dans quelle mesure la population de l'unité spatiale contribue à ces processus écologiques identifiés. Ces conditions écologiques (appelées « déterminants de la fonctionnalité » dans Akçakaya *et al.*, 2020, Tableau 2) font souvent intervenir la densité de population (p. ex., pour une espèce d'abeille, elle doit être suffisamment élevée pour polliniser des espèces végétales plus rares) ou la structure d'âge (p. ex., pour une espèce d'arbre, elle doit être suffisamment âgée pour fournir des cavités à des fins de nidification).

L'étape suivante consiste à identifier la variable permettant d'évaluer la fonctionnalité. Selon la fonction, il peut s'agir, par exemple, du nombre total de graines disséminées par un mammifère, du nombre d'espèces végétales pollinisées par un insecte, ou de la contribution (en unités de masse ou de volume par unité de temps) à la répartition d'un nutriment particulier.

Enfin, la relation entre cette variable de réponse et les déterminants de la fonctionnalité (p. ex., la densité de population ou la structure d'âge) est établie. Dans certains cas, cette relation n'est pas linéaire (p. ex., une fonction en escalier, ou un pic aigu, voire une hystérésis), ce qui conduit naturellement à une évaluation catégorique de la fonctionnalité (p. ex., fonctionnelle/non fonctionnelle), sur la base des valeurs seuils de la taille, de la densité et de la structure de la population. Si la relation fonction/densité est progressive (c.-à-d. proche de la linéarité), la fonctionnalité peut être évaluée à l'aide d'un seuil subjectif (p. ex. > 50 %) qui correspond au niveau d'ambition des objectifs de rétablissement de l'espèce.

Si plus d'une fonction peut être identifiée pour une espèce, la fonctionnalité peut être évaluée en se basant sur la fonction la mieux étudiée, la fonction qui est distinctive parmi les espèces du même écosystème, la fonction qui permet une meilleure approximation du rôle de l'espèce et des caractéristiques de la population avant les principaux impacts de l'activité humaine, la fonction qui nécessite la plus forte densité ou la fonction qui représente une forte interaction (Akçakaya *et al.*, 2020).

Certaines espèces peuvent remplir leurs fonctions écologiques dans plusieurs écosystèmes, constituant des « liens mobiles » entre eux (Lundberg & Moberg, 2003). Dans ce cas, la fonctionnalité doit être évaluée non seulement en termes de taille et de structure de la population de l'unité spatiale, mais aussi en tenant compte du maintien de la dynamique des déplacements. En déterminant la fonction d'une espèce, les évaluateurs doivent prendre en compte la possibilité que certaines espèces puissent être présentes dans plusieurs écosystèmes et y jouer des rôles différents. De même, la fonction d'une espèce, ou la fonctionnalité d'une population dans une unité spatiale, peut évoluer dans le temps. Pour ces considérations et d'autres (p. ex., les questions de redondance fonctionnelle et la fonction en tant que contribution à la résilience de l'écosystème), ainsi que pour les méthodes proposées pour évaluer la fonctionnalité dans une unité spatiale, voir Akçakaya *et al.* (2020).

## ***Évaluation de la Fonctionnalité : l'approche par élimination***

L'approche par élimination (Akçakaya *et al.*, 2020) prend en compte les mêmes types d'informations que l'approche par confirmation, mais elle se concentre sur le résultat final plutôt que sur le mécanisme. Elle recherche les symptômes d'une fonctionnalité réduite, par analogie avec l'approche de la Liste rouge qui consiste à identifier les symptômes d'une viabilité réduite. Le Tableau 2 présente une liste de questions et de considérations pour guider les évaluateurs lors de ce processus. Il ne s'agit pas d'une liste exhaustive ; elle vise à orienter les évaluateurs vers un examen systématique des preuves en vue de déterminer si la taille, la densité et la structure démographique de la population de l'unité spatiale sont adaptées pour la ou les fonctions écologiques de l'espèce.

**Tableau 2. Exemples d'informations à prendre en compte pour déduire la fonctionnalité des populations (tableau modifié à partir du Tableau 3 dans Akçakaya *et al.*, 2020).**

- 
1. À partir des informations disponibles sur les interactions de l'espèce évaluée avec d'autres espèces, et sur son écologie en général, déterminez si une réduction de la taille ou de la densité de la population de l'espèce évaluée, ou un changement dans sa structure démographique (p. ex., l'âge) a le potentiel de provoquer des changements non négligeables de l'un des types suivants :
    - a. Une réduction de l'abondance d'une autre espèce autochtone ;
    - b. Une augmentation de l'abondance d'une espèce non autochtone ou une surabondance d'une autre espèce ;
    - c. Une réduction d'un taux démographique à n'importe quel stade de la vie d'une autre espèce autochtone (p. ex., germination, production de graines, succès de la nidification, dispersion natale, etc.) qui a le potentiel de diminuer son abondance ou de réduire autrement sa viabilité ;
    - d. Un changement dans un processus ou une caractéristique structurelle de l'écosystème ;
    - e. Un changement dans les modes de comportement habituels (p. ex., interactions sociales, modes d'agrégat, déplacements, etc.) chez les individus de l'espèce évaluée ou d'autres espèces ;
    - f. Un changement dans la structure ou la variabilité génétique de la population qui indique qu'une ou plusieurs fonctions écologiques de l'espèce sont, ou seront, altérées (p. ex., Hoban *et al.*, 2020).
  2. En comparant des unités spatiales, des zones ou des sous-populations présentant des densités ou abondances différentes chez l'espèce, prenez en compte toute preuve indiquant que la réduction de la taille ou de la densité de la population de l'espèce, ou un changement dans sa structure démographique (p. ex., l'âge) a causé, ou peut causer, l'un des résultats a-f énumérés ci-dessus. Il est important de tenir compte du fait que la fonction écologique d'une espèce et sa densité naturelle ou sa capacité de charge peuvent varier dans des contextes écologiques différents. Cette comparaison est donc plus pertinente entre des unités spatiales, des zones ou des sous-populations présentant des caractéristiques écologiques similaires.
  3. En comparant des périodes où l'espèce présentait des densités ou abondances différentes, prenez en compte toute preuve indiquant que la réduction de la taille ou de la densité de la population de l'espèce, ou un changement dans sa structure démographique (p. ex., l'âge) a causé, ou peut causer, l'un des résultats a-f énumérés ci-dessus.
  4. À partir d'informations sur les traits fonctionnels de l'espèce et d'une analyse des relations entre les traits et la fonction chez des espèces similaires, envisagez la possibilité qu'une réduction de la taille ou de la densité de la population de l'espèce ou qu'un changement dans sa structure démographique (p. ex., l'âge) puisse provoquer l'un des résultats a-f énumérés ci-dessus.
  5. Si aucune fonction ne peut être identifiée pour une espèce, utilisez des substituts (voir texte).
-

Les fonctions sont évaluées par rapport à l'espèce focale (c.-à-d. l'espèce évaluée) ; par exemple, une espèce proie pourrait être considérée comme fonctionnelle même si ses populations de prédateurs ne le sont pas. Cependant, si en raison de l'absence de prédateurs (ou du fait que les prédateurs ont une densité inférieure à leur densité fonctionnelle) les populations d'une espèce proie deviennent surabondantes et provoquent ainsi une perturbation des processus écologiques ou menacent les espèces autochtones, la population proie devrait être considérée comme non fonctionnelle. Ainsi, la densité d'une population peut être soit trop faible, soit trop élevée pour que l'espèce soit fonctionnelle (Akçakaya *et al.*, 2020).

### ***Évaluation de la Fonctionnalité : substituts***

Bien qu'il ne soit pas toujours facile ni même possible d'identifier les principales fonctions d'une espèce, l'intégration de la fonctionnalité chaque fois que cela est possible est un élément essentiel d'une vision réalisable de la conservation. Lorsqu'une fonction ne peut pas être identifiée pour une espèce, un certain nombre de substituts peuvent être utilisés pour déterminer si les populations de l'unité spatiale sont fonctionnelles :

- **Taille/densité de la population avant-impact** : La capacité de charge ou la taille de la population naturelle ou avant-perturbation d'une espèce de l'unité spatiale peuvent être utilisées comme substitut pour évaluer la densité fonctionnelle. Cela suppose qu'aux densités avant-impact, l'espèce remplissait ses rôles et fonctions écologiques. Il est important de considérer que, pour de nombreuses espèces, les capacités de charge varient naturellement dans l'aire de répartition et dans le temps.
- **Zones sans impact ou à faible impact** : Si les impacts de l'activité humaine varient au sein de l'aire de répartition de l'espèce, la taille, la densité ou la structure d'âge de la population dans les zones où l'impact des activités humaines est négligeable peut être utilisée comme substitut. Il est important de considérer que ces propriétés varient naturellement dans l'aire de répartition et dans le temps pour de nombreuses espèces, et que même de faibles niveaux d'impact humain peuvent avoir des effets profonds sur la fonctionnalité.
- **Espèces similaires** : Les informations provenant d'espèces similaires peuvent être utiles pour déterminer soit les principales fonctions écologiques de l'espèce (et les densités qui permettent ces fonctions), soit les caractéristiques avant-impact, à faible impact ou sans impact qui peuvent être utilisées comme substituts pour évaluer la densité fonctionnelle.

#### ***4.6. Lien entre la Viabilité et la Fonctionnalité***

Bien qu'en principe, une population non viable puisse être fonctionnelle (p. ex., en contribuant à un processus écosystémique particulier alors même qu'elle court un risque élevé de disparition), aux fins du Statut vert des espèces, le score fonctionnel n'est appliqué qu'aux unités spatiales qui sont à la fois Viables et Fonctionnelles (à une exception près ; voir plus ci-après). Cette hiérarchie entre la viabilité et la fonctionnalité est établie en

fonction de la raison pour laquelle la fonctionnalité a été incluse dans les évaluations du Statut vert en premier lieu : pour fournir des objectifs de rétablissement ambitieux qui vont au-delà de la viabilité. Permettre aux populations non viables d'obtenir le score le plus élevé (parce qu'elles remplissent une fonction) irait à l'encontre de cet objectif.

En outre, il y a deux raisons pratiques :

(1) Bien que certaines fonctions puissent être remplies par une population non viable pendant une période limitée, pour qu'une espèce apporte une contribution durable à long terme aux processus écosystémiques, cela doit être viable. La fonctionnalité ne peut être durable que si la population est viable ; une population non viable cessera de fonctionner tôt ou tard. Comme il est difficile d'évaluer quand cela pourrait se produire, l'approche de précaution consiste à exiger que l'état Fonctionnel ne soit appliqué qu'aux populations qui sont également Viables.

(2) Bien qu'une seule fonction ou quelques fonctions puissent être remplies par une population non viable, il faut généralement que la population soit d'abord viable pour qu'elle remplisse toutes les fonctions d'une espèce. Étant donné qu'il est impossible d'évaluer l'ensemble, ni même un grand nombre, des fonctions d'une espèce, l'approche de précaution consiste à exiger que le score Fonctionnel ne soit appliqué qu'aux populations qui sont également Viables.

Une exception est le rare cas d'une unité spatiale ayant une population naturellement petite (< 1000 individus matures) qui remplit ses fonctions écologiques aux niveaux de référence (c.-à-d. à des niveaux attendus dans des populations non affectées), mais qui ne répondrait pas aux critères de l'état Viable car elle serait classée comme VU selon le critère D de la Liste rouge. Si une telle population d'une unité spatiale n'est pas en déclin, ne fait pas l'objet d'une menace spécifique et ne répond pas aux autres critères de la catégorie VU, son état peut être considéré comme Fonctionnel.

## **5. Héritage de la conservation**

Afin d'évaluer la contribution des actions de conservation passées, c'est-à-dire l'Héritage de la conservation de l'espèce, il est nécessaire de déduire ce qui serait arrivé à l'espèce sans aucune action de conservation. Le paramètre « Héritage de la conservation » compare le statut Actuel de l'espèce évaluée au statut (contrefactuel) qui aurait été observé si aucune action de conservation n'avait été menée depuis un moment précis dans le passé. La différence entre les deux (le cas échéant) est une mesure du succès ou de l'impact de la conservation passée. Évaluer l'Héritage de la conservation nécessite de suivre les indications des sections précédentes pour calculer le Score vert de deux manières différentes : à partir des états Actuels des unités spatiales et à partir des états Actuels contrefactuels. Pour une explication des états possibles, voir la section 4.3.

Pour ce faire, il faut tenir compte de quatre éléments principaux :

1. Quelles actions de conservation peuvent être comptabilisées ; c'est-à-dire, quelles activités ayant pu avoir un impact sur l'espèce doivent être prises en compte lors de l'estimation de l'état Actuel contrefactuel dans chaque unité spatiale ?
2. Temporellement parlant, quelles actions de conservation sont considérées comme pertinentes pour l'estimation de l'état contrefactuel ; c'est-à-dire, à partir de quelle date de début les actions de conservation sont-elles comptabilisées ?
3. Quelles sont les méthodes acceptables pour déterminer l'état contrefactuel de l'espèce dans chaque unité spatiale ?
4. Lorsqu'une incertitude est associée à l'état contrefactuel, comment l'intégrer de manière transparente ?

Les trois premières questions sont abordées dans les sous-sections suivantes. Des directives sur l'intégration de l'incertitude sont fournies à la section 9.

### 5.1. **Définition des actions de conservation**

L'évaluation du statut de l'espèce dans le cadre du scénario contrefactuel d'absence de conservation nécessite de déterminer les types d'actions de conservation à considérer (c'est-à-dire les actions à « retirer » du scénario contrefactuel). En général, toute action pouvant relever de la classification des actions de conservation de l'UICN (Salafsky *et al.*, 2008) devrait être envisagée, même si le budget provient de sources autres que les programmes de conservation.

Les actions de conservation ne doivent pas nécessairement cibler spécifiquement l'espèce en question. Les mesures de conservation générales (telles que les aires protégées et conservées, les projets de restauration et de nettoyage des habitats, les lois générales relatives à la protection de la faune sauvage) doivent toutes être prises en compte dans l'évaluation. Par exemple, un scénario contrefactuel pour une espèce dont l'aire de répartition comprend des aires protégées et dont les populations sont protégées par une réglementation sur la chasse, devrait considérer que ces aires protégées et cette réglementation sur la chasse n'ont jamais été mises en place.

Il existe une zone de flou potentielle pour les actions qui n'ont pas été conçues dans le seul but de conserver la biodiversité, mais qui ont néanmoins eu un impact positif sur l'espèce évaluée. Ces actions ne doivent être prises en compte que lorsque la conservation était un résultat indirect prévu. Par exemple, un programme de confiscation des armes mis en place à des fins de stabilité politique régionale ne serait pas pris en compte, même s'il finit par avoir un impact en termes de conservation, car il n'a aucunement été mis en œuvre par souci de la biodiversité. En revanche, l'établissement d'une forêt de protection d'un bassin versant pour un barrage hydroélectrique, où la conservation de la biodiversité était considérée comme un bénéfice associé, serait comptabilisé.

Lors de l'identification des actions de conservation passées, il est important de garder à l'esprit que le but ultime du Statut vert est d'éclairer les futures stratégies de conservation. Par conséquent, les facteurs qui n'ont rien à voir avec la prise de décisions en lien avec la

conservation ne doivent pas être pris en compte. Par exemple, les activités et les croyances traditionnelles ou religieuses qui ont un impact bénéfique en termes de conservation de la biodiversité ne doivent pas être incluses, car elles ne sont généralement pas susceptibles d'être modifiées par les décisions prises par les conservationnistes ou les responsables politiques.

Hoffmann *et al.* (2015) fournissent un résumé des concepts de base à prendre en compte pour définir les actions de conservation dans le contexte contrefactuel. Ces concepts devraient être utilisés comme point de départ pour définir les actions de conservation dans le cadre des évaluations du Statut vert.

Toutes les actions de conservation prises en compte lors de l'estimation du statut contrefactuel doivent être recensées, en utilisant la nomenclature existante (Salafsky *et al.*, 2008).

## 5.2. **Détermination de la date de début**

Lors de l'estimation de l'état Actuel contrefactuel dans chaque unité spatiale, toutes les actions de conservation qui ont été mises en place depuis 1950 doivent être prises en compte (c.-à-d. que leurs effets doivent être retirés dans le contrefactuel). Si une action de conservation (p. ex., une aire protégée ou une loi réglementant la chasse) a été initiée avant 1950, ses effets doivent être pris en compte dans l'évaluation si l'action était toujours en vigueur en 1950. Dans tous les cas, les évaluateurs doivent indiquer explicitement l'année de début des actions de conservation prises en compte dans l'évaluation, surtout si elle est postérieure à 1950.

Notez que, pour calculer l'Héritage de la Conservation, les évaluateurs ne sont pas tenus de déterminer ce qu'était le Score vert à cette date de début (score « Antérieur » à la Figure 1) ; ils doivent seulement déterminer le score Actuel, et ensuite déterminer ce que le score Actuel aurait probablement été si aucune action de conservation n'avait été menée depuis la date de début (Actuel contrefactuel). Toutefois, si les évaluateurs choisissent de calculer le score Antérieur, celui-ci doit être calculé pour 1950 ou pour la date de début des principales actions de conservation, en retenant la date la plus récente. L'une des raisons pour lesquelles les évaluateurs peuvent décider de calculer le Score vert Antérieur facultatif est qu'il permet de produire un indicateur des changements dans le temps.

## 5.3. **Évaluation du statut contrefactuel**

Pour évaluer le statut Actuel contrefactuel de l'espèce, l'influence de la conservation passée doit être estimée dans chaque unité spatiale. Lors de l'examen de l'impact des actions de conservation passées, des données sur les tendances démographiques avant et après ces actions peuvent être disponibles, mais les actions de conservation sont rarement mises en œuvre de manière à pouvoir être évaluées de façon robuste pour permettre une « attribution causale » (c.-à-d. en utilisant des approches expérimentales ou quasi expérimentales). Au lieu de cela, la plupart des évaluations du Statut vert portant sur l'impact de la conservation s'appuient sur des preuves par déduction, faisant le lien entre les observations du changement de statut de l'espèce dans une unité spatiale et les informations sur les actions de conservation qui ont été menées.



Les approches contrefactuelles par déduction sont couramment utilisées pour évaluer l'impact de la conservation. Par exemple, plusieurs études ont estimé ce que la catégorie de la Liste rouge de l'UICN d'une espèce donnée aurait été en l'absence de conservation, en se basant sur les avis des experts (Butchart *et al.*, 2006 ; Hoffmann *et al.*, 2010, 2015 ; Szabo *et al.*, 2012 ; Young *et al.*, 2014 ; Bolam *et al.*, 2020).

Le Tableau 3 présente une sélection de méthodes qui pourraient être utilisées pour tirer des conclusions sur l'impact de la conservation dans une unité spatiale donnée. Notez que ces méthodes peuvent aussi être utilisées pour faire des déductions sur les états « Futur-avec-conservation » et « Futur-sans-conservation » (sections 6 et 7). Toutes ces méthodes doivent prendre en compte l'efficacité des actions de conservation, ce qui est déterminé par plusieurs facteurs comme la durée, la fréquence et l'échelle spatiale de ces actions ; leur capacité à réduire ou à atténuer les menaces ; et les attributs biologiques de l'espèce (tels que le taux maximal de croissance de la population et la durée générationnelle) qui déterminent sa réactivité par rapport à la conservation.

Notez que si aucune action de conservation n'a été entreprise, l'état Actuel et l'état Actuel contrefactuel dans chaque unité spatiale sont par définition les mêmes, et dans ce cas, l'Héritage de la conservation = 0.

**Tableau 3.** Méthodes potentielles pour recueillir des preuves par déduction afin d'estimer l'impact des actions de conservation.

<b>Méthode</b>	<b>Application</b>
<p><i>Informateur clé</i></p> <p>Demander à une série d'experts spécialisés dans l'espèce de prédire ce qui serait arrivé, ou ce qui arrivera, au statut de l'unité spatiale selon les différents scénarios passés et futurs.</p>	<p>Approche la plus utilisée à ce jour. Pourrait être envisagée dans le cadre d'un processus de Planification des actions. Les techniques d'élicitation appliquées aux experts (comme la méthode Delphi) peuvent être utilisées pour réduire les biais et accroître le consensus entre les différents points de vue des experts.</p>
<p><i>Argument logique</i></p> <p>Interrogation des hypothèses sous-jacentes à l'impact observé supposé de la conservation, pour voir jusqu'où dans la chaîne (des actions de conservation, aux modifications des taux vitaux et du comportement, aux changements en termes de taille et de fonctionnalité de la population, aux modifications concernant le Statut vert de l'espèce) l'attribution peut raisonnablement être déduite.</p>	<p>Les preuves permettant d'évaluer les hypothèses d'impact peuvent provenir d'informateurs clés, d'évaluations du statut des espèces ou de la documentation (p. ex., les rapports de projets). Des indications plus approfondies sur la façon dont cette déduction peut être faite sont fournies dans Hoffmann <i>et al.</i> (2015), y compris la façon d'interpréter les effets de la cessation des aires protégées et le rôle de la conservation ex situ.</p>

<p><i>Évaluation d'un plan d'action</i></p> <p>Si un plan d'actions prioritaires est disponible et fait l'objet d'un rapport, les progrès passés et futurs attendus peuvent être évalués par rapport à ce plan, en supposant que toute amélioration du statut d'une unité spatiale est, ou serait, due à la mise en œuvre de ce plan. Cette hypothèse doit être fondée sur une déduction utilisant l'une des autres méthodes.</p>	<p>Il s'agit d'une application plutôt indirecte et implicite de l'approche de l'argument logique, mais elle peut être plus rapide et davantage réalisable dans un contexte de planification d'actions. À long terme, encourager une telle méthode pourrait contribuer à augmenter le nombre de plans d'action élaborés.</p>
<p><i>Modélisation de la population</i></p> <p>Modélisation rétrospective ou prospective de la dynamique de l'espèce (population, métapopulation ou habitat), par exemple l'Analyse de la viabilité de la population (AVP).</p>	<p>Ces méthodes peuvent être utilisées même en l'absence de tout projet de conservation actuellement mis en œuvre, ou lorsque les possibilités de déduction causale sur la base de la documentation du projet sont limitées.</p>

Les méthodes du Tableau 3 supposent qu'une attribution causale robuste de l'impact de la conservation n'est pas possible parce que l'action de conservation considérée n'a pas été conçue dans la perspective d'une évaluation d'impact. Cependant, si les actions de conservation sont conçues de manière expérimentale ou quasi expérimentale (p. ex., en utilisant la correspondance [Schleicher *et al.*, 2020] ou l'approche BACI *Before-After-Control-Impact* [avant-après / témoin-impact] [Smokorowski & Randall, 2017]), alors les preuves de l'influence passée de la conservation sur une espèce dans une unité spatiale deviendront plus solides ; l'incertitude du statut de l'espèce dans le scénario contrefactuel diminuera probablement aussi.

Pour visualiser en détail toutes les étapes permettant de guider les évaluateurs dans l'estimation de l'Héritage de la conservation, voir l'Annexe 1.

## 6. Dépendance envers la conservation

Cette mesure répond à la question de savoir dans quelle mesure une espèce est dépendante des efforts de conservation en cours. En d'autres termes, si les actions de conservation (telles que définies à la section 5.1) cessaient, qu'arriverait-il à l'espèce dans un avenir à court terme (10 ans) ? Ainsi, la Dépendance envers la conservation mesure le changement attendu (généralement la détérioration) dans le statut (Score vert) de l'espèce selon un scénario futur dans lequel toutes les actions de conservation (actuelles ou planifiées) sont terminées : le Futur-sans-conservation.

Les types d'informations à prendre en compte lors de l'évaluation de l'état probable d'une espèce dans le scénario « Futur-sans-conservation » sont similaires à celles du scénario Actuel contrefactuel discuté plus haut (section 5 ; Tableau 3). Les évaluateurs doivent tenir compte des données sur la taille et les tendances de la population de l'unité spatiale, les caractéristiques spatiales (E00, A00, fragmentation) ainsi que la gravité, la portée et

l'intensité des menaces. L'évaluateur doit prendre en compte les menaces actuelles et les menaces futures plausibles (auxquelles l'espèce est susceptible d'être confrontée dans un avenir proche). Dans la mesure du possible, les menaces futures doivent être basées sur des preuves spécifiques (telles que des plans de développement, des projections socioéconomiques, etc.) et ne doivent pas être spéculatives.

Il convient de noter que la Dépendance envers la conservation pourrait remplacer la disposition actuelle des Lignes directrices pour la Liste rouge (Comité des normes et pétitions de l'UICN, 2019) qui permet aux espèces qui seraient autrement inscrites comme LC d'être inscrites comme NT si une intervention de conservation empêche l'inscription dans une catégorie du groupe « Menacé ». Cela éliminerait une incohérence dans les Lignes directrices pour la Liste rouge, puisqu'il est clair que les espèces à tout niveau de menace (pas seulement LC) peuvent dépendre de la conservation et pourraient basculer dans une catégorie de menace plus élevée en l'absence de conservation.

La Dépendance envers la conservation est la différence entre le Score vert « Référence actuelle » et le Score vert dans un scénario « Futur-sans-conservation » (Figures 1 & 2). Le Score vert « Référence actuelle » est la valeur prévue du Score vert dans un avenir à court terme (10 ans), compte tenu des avantages probables des actions de conservation actuellement en place ou très probablement en place d'ici un an. Si la Référence actuelle n'est pas précisée, elle est supposée être identique au Score vert Actuel ; c'est une possibilité pour les évaluateurs qui ne souhaitent pas calculer le Score vert « Référence actuelle ». Pour approfondir les considérations relatives à l'utilisation de la Référence actuelle « dynamique » par rapport au Score vert Actuel « statique » pour calculer la Dépendance envers la conservation, voir la section 7.1.

Pour visualiser en détail toutes les étapes permettant de guider les évaluateurs dans l'estimation de la Dépendance envers la conservation, voir l'Annexe 1.

## **7. Gain par conservation**

Cette mesure répond à la question de savoir dans quelle mesure le statut de l'espèce (Score vert) devrait s'améliorer dans un avenir à court terme grâce aux actions de conservation en cours et planifiées. En d'autres termes, si les actions de conservation existantes sont maintenues et que les actions de conservation dont la planification est prévue au cours de la période d'évaluation de 10 ans sont mises en œuvre, qu'advient-il du statut de l'espèce ? Ainsi, le Gain par conservation mesure le changement attendu (généralement une amélioration) dans le statut de l'espèce compte tenu des actions de conservation actuelles et planifiées.

Le Gain par conservation est la différence entre le Score vert « Référence actuelle » (défini à la section 6) et le Score vert dans un scénario « Futur-avec-conservation » (Figures 1 & 2). Le même Score vert « Référence actuelle » étant utilisé pour évaluer le Gain par conservation et la Dépendance envers la conservation, il ne doit donc être calculé qu'une seule fois.

Comme pour le scénario « Futur-sans-conservation », lors de l'estimation des états des unités spatiales dans le scénario « Futur-avec-conservation », les évaluateurs doivent tenir compte des données sur la taille et les tendances de la population de l'unité spatiale, les caractéristiques spatiales (E00, A00, fragmentation) ainsi que la gravité, la portée et l'intensité des menaces. Les évaluateurs doivent prendre en compte les menaces actuelles et les menaces futures plausibles (auxquelles l'espèce est susceptible d'être confrontée dans un avenir proche).

En outre, les évaluateurs doivent prendre en compte les effets probables de toutes les actions de conservation qui sont actuellement en place ou qui sont planifiées et prêtes à être mises en œuvre dans un avenir très proche. Cependant, les évaluateurs ne doivent pas prendre en compte les actions de conservation envisagées mais non planifiées (p. ex., si aucune estimation des coûts ou aucun calendrier n'est spécifié(e)) ni les actions de conservation planifiées mais dont le démarrage n'est pas prévu au cours des 5 prochaines années. Pour les actions planifiées, les évaluateurs doivent faire des hypothèses réalistes sur (i) la probabilité que l'action soit mise en œuvre, et (ii) la probabilité que les actions de conservation conduisent au rétablissement de l'espèce dans une unité spatiale donnée. Pour les actions en place, les évaluateurs doivent considérer la probabilité (ii). Les avantages probables attendus grâce à ces actions de conservation doivent être ajustés en fonction de ces probabilités.

En outre, les évaluateurs doivent tenir compte des informations sur l'efficacité de chaque type d'action de conservation, par exemple, à partir des populations de l'espèce faisant l'objet d'une surveillance ou bien de projets similaires concernant des espèces apparentées. Pour déterminer l'impact attendu de l'absence de ces actions de conservation sur l'état de chaque unité spatiale, les évaluateurs doivent tenir compte des méthodes d'évaluation du statut contrefactuel présentées à la section 5.3 et au Tableau 3.

Pour visualiser en détail toutes les étapes permettant de guider les évaluateurs dans l'estimation du Gain par conservation, voir l'Annexe 1.

### ***7.1 Référence par rapport à laquelle évaluer la Dépendance envers la conservation et le Gain par conservation***

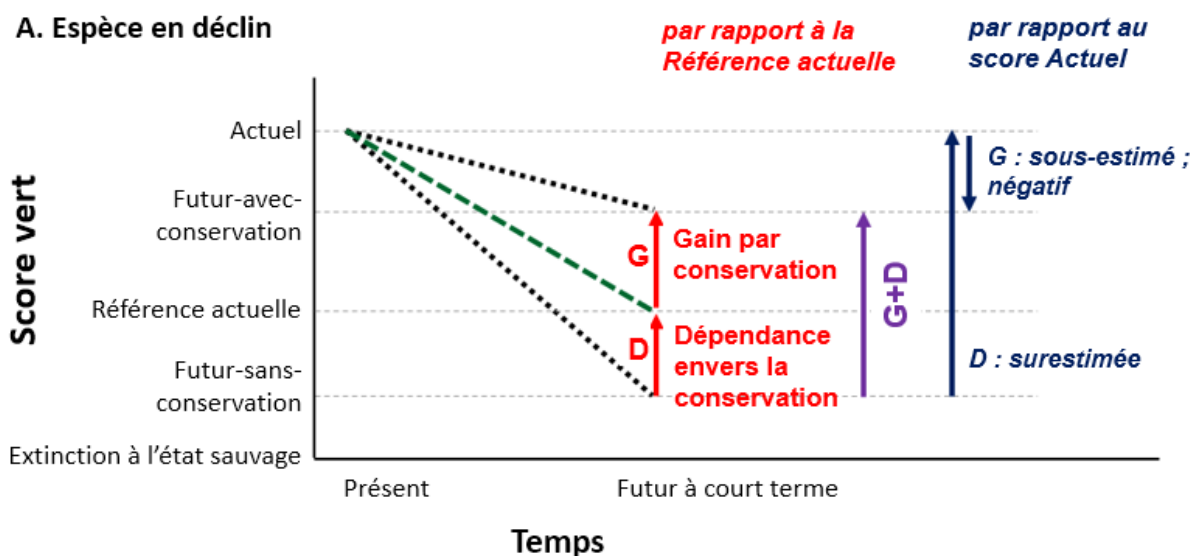
La façon la plus simple de définir la Référence actuelle par rapport à laquelle comparer les scénarios futurs avec ou sans conservation est d'utiliser le Score vert Actuel de l'espèce, c'est-à-dire une référence « statique ». L'utilisation du statut Actuel de l'espèce comme référence implique qu'en l'absence d'action de conservation, on suppose que rien ne changera à l'avenir. Cela peut être utilisé par les évaluateurs comme choix par défaut.

Pour certaines espèces, l'utilisation du Score vert Actuel comme référence peut être inadaptée (p. ex. lorsqu'il y a une dégradation continue de l'habitat, causée par des facteurs hors du contrôle des conservationnistes, tels que le changement climatique ; p. ex. Maron *et al.*, 2015). Par conséquent, une approche plus fine consiste à comparer les scénarios à une Référence actuelle « dynamique », c'est-à-dire un scénario dans lequel les choses se déroulent selon le principe du « statu quo ».

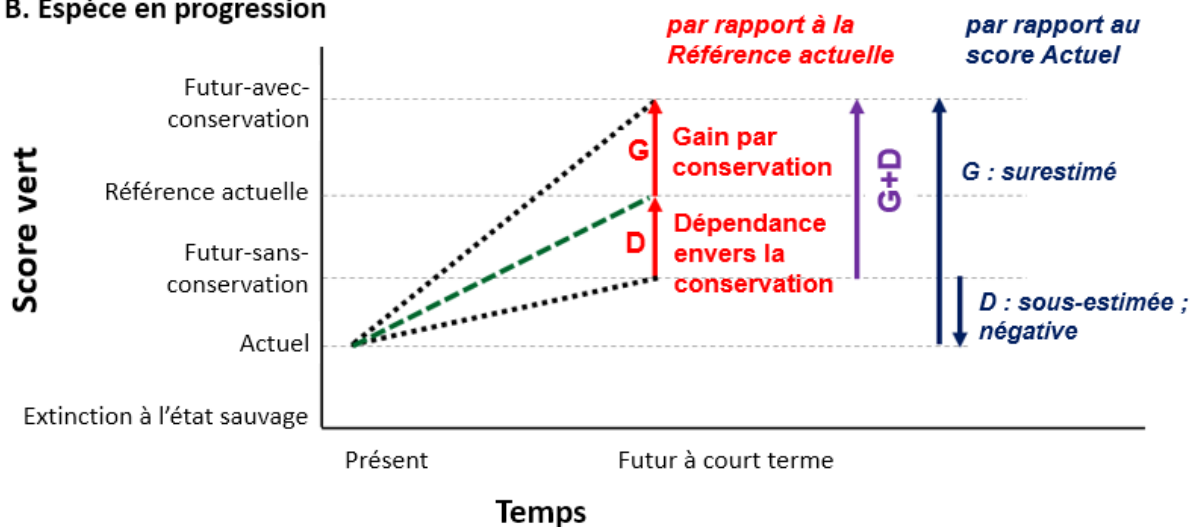
L'utilisation d'une Référence actuelle dynamique peut fournir une évaluation plus précise de l'importance de la conservation pour l'avenir à court terme de l'espèce. C'est notamment le cas dans la situation relativement courante où l'on s'attend à ce que le statut de l'espèce se détériore malgré la poursuite des actions de conservation actuelles. Dans un tel cas, l'utilisation du statut Actuel (référence statique) peut aboutir à un Gain par conservation nul voire négatif (Fig. 2a), ce qui est trompeur car la conservation peut en fait ralentir considérablement la détérioration du statut de l'espèce. Un tel résultat émanant de l'évaluation du Statut vert pourrait décourager la conservation.

D'autre part, dans certains cas, l'utilisation d'une référence statique peut produire un Gain par conservation gonflé et/ou une Dépendance envers la conservation sous-estimée (Fig. 2b), ce qui présenterait une image optimiste trompeuse du statut de l'espèce. Notez que la valeur globale de la conservation (différence entre les lignes « Futur-avec-conservation » et « Futur-sans-conservation », c.-à-d. Gain par conservation + Dépendance envers la conservation) est la même quelle que soit la référence utilisée (score Actuel ou Référence actuelle), ce qui indique que l'espèce bénéficiera de la conservation dans la même mesure, que la référence soit statique ou dynamique.

Notez que si une référence dynamique est utilisée, elle doit être utilisée pour calculer à la fois le Gain par conservation et la Dépendance envers la conservation. Ainsi, dans le cas d'une détérioration continue du statut de l'espèce parce que la conservation planifiée est inadaptée pour faire face aux menaces auxquelles l'espèce est confrontée, l'utilisation d'une référence dynamique plutôt que statique produirait un score de Gain par conservation plus élevé car elle reconnaît que la conservation agit malgré tout, même si elle est insuffisante. Cela aurait pour conséquence de produire un score de Dépendance envers la conservation plus faible, car même avec la conservation, la tendance reste négative.



## B. Espèce en progression



**Figure 2.** Gain par conservation (G) et Dépendance envers la conservation (D) calculés par rapport à la Référence actuelle (en rouge ; à gauche) et par rapport au score Actuel (en bleu ; à droite), pour une espèce en déclin malgré une conservation en cours (A), et pour une espèce qui augmenterait quelque peu, même sans conservation (B). Comme à la Figure 1, la ligne verte en pointillés longs représente la référence dynamique conduisant au Score vert « Référence actuelle ». Dans cette figure, les flèches indiquent la valeur et le signe (+/-) du paramètre : une flèche vers le haut indique une valeur positive et une flèche vers le bas indique une valeur négative. Dans les deux cas A et B, la valeur globale ou l'impact de la conservation (G+D) est le même, que l'on utilise le score Actuel ou la Référence actuelle. Cependant, le calcul des paramètres par rapport au score Actuel introduit un biais dans les paramètres individuels : Pour les espèces en déclin, le Gain par conservation est sous-estimé (en fait, dans cet exemple, il est négatif) alors que la Dépendance envers la conservation est surestimée. Pour les espèces en progression, le Gain par conservation est surestimé tandis que la Dépendance envers la conservation est sous-estimée (en fait, dans cet exemple, elle est négative).

## 8. Potentiel de rétablissement

Cette mesure consiste à définir une vision ambitieuse mais réalisable du rétablissement de l'espèce. De nombreuses espèces ne seront jamais entièrement rétablies car, par exemple, certaines parties de leurs aires de répartition sont perdues de manière irréversible, ayant été converties en villes ou au profit d'autres activités humaines intensives. Tout en reconnaissant ces contraintes, cette mesure vise à quantifier un potentiel de rétablissement à long terme ambitieux mais possible, afin de suivre l'évolution du rétablissement de l'espèce de manière plus objective et réaliste.

Ainsi, le Potentiel de rétablissement mesure dans quelle mesure le statut (Score vert) de l'espèce pourrait être amélioré grâce à des efforts de conservation soutenus et à des innovations en matière de conservation, sur l'horizon temporel à long terme de 100 ans (Figure 1). Il est mesuré par rapport au statut Actuel, c.-à-d. la référence statique (voir section 7.1). En effet, il n'est pas réaliste d'extrapoler les tendances actuelles d'une référence dynamique sur un horizon de 100 ans (comme c'est le cas sur un horizon de 10 ans).

Il est important de noter que le Potentiel de rétablissement n'a pas vocation à remplacer les objectifs, cibles et finalités en matière de rétablissement, lesquels relèvent du processus de

planification des actions de conservation auquel participent toutes les parties prenantes et qui est un cadre idéal et adapté pour fixer des objectifs de conservation. Bien que les plans d'action soient souvent élaborés avec des actions ne couvrant qu'un horizon temporel relativement court (p. ex., 5 ou 10 ans), ils sont généralement imbriqués dans une vision à plus long terme qui peut souvent aller de 50 à 100 ans. Le paramètre « Potentiel de rétablissement » défini dans le contexte du Statut vert des espèces est similaire à cette vision à long terme. L'échelle de temps pour le Potentiel de rétablissement est fixée à 100 ans, afin d'établir un lien explicite avec l'énoncé de vision de nombreux plans d'action et stratégies de conservation. Le Potentiel de rétablissement devrait idéalement être fondé sur l'énoncé de vision à long terme d'un processus reconnu de planification d'actions, impliquant un engagement réfléchi et approprié des parties prenantes. Si un tel processus n'a pas eu lieu, les évaluateurs doivent prendre en compte les éléments suivants.

Pour déterminer le Potentiel de rétablissement, les évaluateurs doivent formuler des hypothèses à la fois optimistes et réalistes. Les évaluateurs doivent prendre en compte non seulement les actions de conservation planifiées, mais aussi toute action de conservation plausible, même si elle n'a pas été envisagée ou essayée pour la conservation de l'espèce évaluée. Une bonne façon de commencer est d'examiner les principales menaces et toutes les actions de conservation qui ont été tentées pour les contrer, pour toute espèce similaire et partout dans le monde, et d'évaluer si leur application pour l'espèce évaluée est plausible. Les évaluateurs ne doivent pas limiter les méthodes de rétablissement potentiel à l'élimination des menaces, mais ils doivent aussi prendre en compte les possibilités de restauration de l'habitat et de connectivité accrue et, le cas échéant, les transferts et autres actions directes de gestion des espèces.

Le Potentiel de rétablissement devrait être réaliste biologiquement, en tenant compte des limites biologiques de l'espèce (p. ex., la durée générationnelle et le taux maximal d'augmentation de la population) et de son habitat (p. ex., les taux de régénération). Il doit aussi être réaliste en termes de facteurs sociaux et économiques (p. ex., ne pas envisager le déplacement des villes), mais il ne doit pas être limité par les contraintes budgétaires ou politiques actuelles.

Notez que les définitions des termes « Rétablissement complet » et « Potentiel de rétablissement » (et celles des autres paramètres) s'appliquent non seulement aux taxons qui se rétablissent grâce à la conservation, mais aussi aux taxons qui n'ont pas décliné et qui n'ont donc pas eu besoin de se rétablir. Les paramètres s'appliquent aussi aux taxons qui n'ont pas fait l'objet d'actions de conservation jusqu'à présent. Les taxons qui n'ont pas connu de déclin auraient par définition un Potentiel de rétablissement de 0 ; cependant, ces espèces peuvent avoir une forte Dépendance envers la conservation, par exemple en raison des impacts futurs attendus. Ces taxons seraient identifiés par l'approche du Statut vert, laquelle est conçue pour reconnaître les déclins évités ainsi que les déclins enrayés.

Pour visualiser en détail toutes les étapes permettant de guider les évaluateurs dans l'estimation du Potentiel de rétablissement, voir l'Annexe 1.

## 9. Incertitude

Tous les aspects d'une évaluation du Statut vert comportent des incertitudes. Les Lignes directrices pour la Liste rouge de l'UICN fournissent déjà une documentation détaillée sur le traitement de l'incertitude pour l'utilisation des catégories et critères actuels de la Liste rouge (Akçakaya *et al.*, 2000 ; Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019). Le niveau d'incertitude est généralement plus élevé dans une évaluation du Statut vert, par exemple lorsque l'on tente de déterminer le Score vert contrefactuel ou les futurs Scores verts, car il n'y a aucun moyen d'observer réellement ce qui se serait passé en l'absence de conservation dans le passé, et ce qui se passera à l'avenir. Par conséquent, un système robuste exigera que les évaluateurs choisissent les états des unités spatiales qu'ils considèrent comme les plus probables, avec une justification claire et explicite, et qu'ils indiquent d'autres états qui peuvent être plausibles. Ces lignes directrices reproduiront à terme les Lignes directrices pour la Liste rouge, tant en ce qui concerne le traitement de l'incertitude que l'attitude face au risque.

Pour les évaluations du Statut vert, il est important d'enregistrer l'incertitude de l'état dans chaque unité spatiale. Par exemple, une espèce peut être jugée « Viable » (score 6) dans une unité spatiale donnée, tout en considérant que les états « Présent » (3) et « Fonctionnel » (9) sont aussi plausibles. Dans des circonstances extrêmes, une espèce peut connaître une insuffisance de données dans une unité spatiale spécifique si elle a un statut plausible compris entre « Absent » et « Fonctionnel » (0-9) au sein de cette unité. Ainsi, l'insuffisance de données n'est pas un état explicite distinct des autres, mais elle est sous-entendue par les valeurs inférieure et supérieure spécifiées pour une unité spatiale donnée.

L'incertitude quant au statut dans chaque unité spatiale doit être explicitée à l'aide d'une procédure en plusieurs étapes (Speirs-Bridge *et al.*, 2010 ; Burgman *et al.*, 2011), en répondant aux questions suivantes :

1. Quelle est la valeur plausible la plus basse ?
2. Quelle est la valeur plausible la plus élevée ?
3. Quelle est votre meilleure estimation ? (valeur la plus probable) ?

Si le statut est évalué par plusieurs évaluateurs, une procédure d'élicitation structurée doit être suivie (pour plus de précisions, voir McBride *et al.*, 2012).

En se basant sur l'incertitude de l'état des unités spatiales, les quatre paramètres d'impact de la conservation de l'espèce sont calculés avec la meilleure estimation, la valeur minimale et la valeur maximale. Par exemple, l'Héritage de la conservation ( $L$ ) correspond à  $L_{best}$ ,  $L_{min}$  et  $L_{max}$ , c'est-à-dire la meilleure estimation, la valeur minimale et la valeur maximale, respectivement.

## 10. Catégories

Le système du Statut vert est relativement complexe, avec un Score de rétablissement de l'espèce et quatre paramètres d'impact de la conservation générés pour chaque espèce, car il tente de répondre à un certain nombre de questions différentes (section 2). Cependant,



chacune de ces questions vise des publics différents (le grand public, les responsables politiques, les gestionnaires de la conservation, les chercheurs, les donateurs, etc.) ; il se peut donc qu'un rapport ou une synthèse d'évaluations n'inclue qu'un sous-ensemble de résultats.

La communication du Score de rétablissement de l'espèce et des quatre paramètres d'impact de la conservation est encore simplifiée par la conversion des scores numériques en catégories. Cela est conceptuellement similaire au système de la Liste rouge, lequel divise le continuum du risque d'extinction future en grandes catégories de la Liste rouge, de LC à CR (Collen *et al.*, 2016), et la probabilité qu'une espèce soit éteinte en codes de présence « Extinct » (éteint), « Possibly extinct » (peut-être éteint) ou « Extant » (existe encore) (Akçakaya *et al.*, 2017).

Le Score de rétablissement de l'espèce varie de 0 à 100 %. Les valeurs des quatre paramètres d'impact de la conservation varient aussi généralement de 0 à 100 %, mais elles peuvent inclure des valeurs négatives dans certains cas. Afin de contextualiser et d'interpréter la valeur en pourcentage du paramètre, et de mettre en évidence les cas d'impact remarquable de la conservation, cette fourchette de valeurs est scindée en catégories, en utilisant les seuils indiqués dans la Norme. Ces seuils ont été déterminés à partir des cas tests qui ont porté sur 181 espèces. Ils ont été fixés de manière à être significatifs (c.-à-d. à refléter ce que la plupart des évaluateurs considèrent comme un impact de conservation Élevé) et utiles (c.-à-d. de manière à ce que le nombre d'espèces dans chaque catégorie ne soit ni négligeable ni écrasant). Cela est similaire à la manière dont les seuils de la Liste rouge sont considérés comme utiles (Collen *et al.*, 2016 ; Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019). Pour chaque paramètre, les règles sont évaluées dans l'ordre indiqué dans la Norme et si la condition donnée pour une catégorie est remplie, aucune autre catégorie n'est évaluée.

Pour le Score de rétablissement de l'espèce, la valeur de 100 % correspond au « Rétablissement complet ». Cependant, les espèces qui n'ont pas bénéficié de la conservation (c.-à-d. dont l'Héritage de la conservation a une valeur de 0 %) mais qui ont aussi un Score de rétablissement de l'espèce de 100 % sont classées dans la catégorie « Aucune diminution » car le concept de rétablissement n'est pas pertinent dans ces cas. Un Score de rétablissement de l'espèce de 0 % correspond à l'extinction (c.-à-d. que l'espèce est Absente dans toutes les unités spatiales). Les valeurs comprises entre 0 et 100 % sont réparties en quatre catégories représentant le degré d'appauvrissement (Diminution légère, Diminution modérée, Diminution importante, Diminution critique) en fonction des seuils indiqués dans la Norme. Si l'incertitude est élevée (c.-à-d. que la fourchette des valeurs plausibles est > 40 %), la Catégorie de rétablissement de l'espèce correspond au niveau « Indéterminé ».

Les valeurs des quatre paramètres d'impact de la conservation sont classées dans les catégories « Élevé », « Moyen », « Faible », « Nul », « Négatif » ou « Indéterminé » (p. ex., une espèce pourrait avoir une Dépendance envers la conservation de niveau Moyen). Pour chaque paramètre d'impact de la conservation, si la valeur minimale est inférieure à 0 % et la valeur maximale supérieure à 40 %, la catégorie correspond au niveau « Indéterminé » et aucune autre condition n'est vérifiée.

Pour chaque paramètre, la catégorie « Élevé » peut être atteinte de l'une des trois manières suivantes : la valeur numérique est supérieure à 40 % ; la valeur numérique est faible mais représente l'évitement de l'extinction ; ou la valeur numérique est faible mais importante par rapport au score Actuel (selon la définition figurant dans la Norme).

Si le paramètre n'entre pas dans la catégorie « Élevé », mais que sa valeur est supérieure à 10 %, il entre dans la catégorie « Moyen ». Sinon, il peut être classé dans l'une des catégories suivantes : « Faible » (> 0 %, < 10 %), « Nul » (0 %) ou « Négatif » (< 0 %).

Notez que pour certains types d'utilisation (p. ex., l'analyse de plusieurs espèces pour une publication scientifique), les scores numériques (pourcentages), ainsi que leurs incertitudes, seraient plus adaptés car ils permettraient une représentation plus complète des résultats qui pourrait être perdue avec les catégories plus rudimentaires.

## **11. Évaluations régionales (y compris les évaluations nationales)**

Les évaluations du Statut vert à des échelles spatiales régionales sont possibles, mais nécessitent une prise en compte attentive des aspects « aire de répartition » et « parties de l'aire de répartition » figurant dans la définition du terme « Rétablissement complet ». Les évaluations régionales (qui incluent les évaluations nationales) ne devraient être effectuées qu'à l'issue des Étapes 1, 2 et 3 d'une évaluation mondiale (comme décrit dans le document du *Protocole d'essai*). Ces étapes consistent à déterminer l'aire de répartition autochtone et l'aire de répartition supplémentaire attendue au niveau mondial, à délimiter les unités spatiales (parties de l'aire de répartition) et à définir et quantifier la fonctionnalité.

Dans la mesure du possible, l'aire de répartition de l'espèce considérée dans une évaluation régionale doit inclure intégralement une ou plusieurs unités spatiales figurant dans l'évaluation mondiale. En d'autres termes, les évaluations régionales ou nationales ne doivent pas diviser une unité spatiale déterminée et délimitée aux fins d'une évaluation mondiale. En incluant des unités spatiales entières (visées par l'évaluation mondiale) dans les évaluations régionales, il sera possible de combiner les résultats de deux ou plusieurs évaluations régionales et donc de faciliter le flux d'informations entre les évaluations régionales et mondiales.

## **12. Informations Requises et Recommandées**

Une évaluation du Statut vert des espèces de l'UICN comprend l'état dans chaque unité spatiale selon chaque scénario (Actuel, Actuel contrefactuel, Futur-avec-conservation, Futur-sans-conservation, Potentiel à long terme), les Scores verts découlant de ces états, les paramètres et catégories d'impact de la conservation qui en résultent, et une série d'informations justificatives (documentation). La fourniture d'informations justificatives étayant l'évaluation a un objectif triple :

1. Étayer et justifier adéquatement chaque évaluation du Statut vert.
2. Permettre une analyse de base du Statut vert selon les espèces.
3. Permettre aux utilisateurs de rechercher et trouver des informations sur le site Web.

Plus le nombre d'informations justificatives pertinentes jointes à une évaluation est grand, plus l'évaluation sera utile aux fins des trois objectifs ci-dessus. Il existe deux niveaux d'informations justificatives à inclure dans une évaluation du Statut vert.

### 12.1. ***Informations justificatives Requises***

Des informations justificatives sont requises pour toutes les évaluations du Statut vert avant qu'elles ne soient acceptées pour publication (voir Tableau 4). Une évaluation du Statut vert d'une espèce ne peut être entreprise que si une évaluation de la Liste rouge pour la même espèce existe déjà. L'évaluation de la Liste rouge ne doit pas nécessairement être publiée, mais elle doit déjà figurer dans le SIS (Service d'information sur les espèces de l'UICN). De plus, une évaluation du Statut vert ne peut être soumise pour publication que si l'évaluation de la Liste rouge dont elle dépend a été soumise pour publication. Les informations justificatives Requises présentées ci-dessous exigent donc le respect des exigences 1-13 détaillées dans l'Annexe 1 (Tableau 1) du document *Rules of Procedure for IUCN Red List Assessments* (règles de procédure pour les évaluations de la Liste rouge de l'UICN). Notez que certaines informations ne sont Requises que dans certaines conditions (Tableau 5). Une évaluation du Statut vert doit toujours inclure le Score vert Actuel (même si aucune autre évaluation n'est réalisée pour une autre période). Cela fournit une mesure de la distance par rapport au rétablissement complet, également appelé Score de rétablissement de l'espèce.

### 12.2. ***Informations justificatives Recommandées***

Les informations justificatives Recommandées ne sont pas essentielles pour qu'une évaluation du Statut vert soit acceptée pour publication, mais elles sont encouragées afin de fournir un maximum d'informations pour soutenir les efforts de conservation. Voir Tableau 6 et Annexe 1.

**Tableau 4.** Informations justificatives Requises pour toutes les évaluations soumises au Statut vert des espèces de l'UICN. Toute évaluation qui ne comprend pas toutes les informations énumérées dans ce tableau sera renvoyée aux évaluateurs.

<b>Informations Requises</b>	<b>Objectif</b>	<b>Notes d'orientation</b>
1. Année de référence pour l'aire de répartition autochtone	Préciser la date de référence utilisée pour l'aire de répartition autochtone	Voir section 4.1.
2. Texte détaillé définissant l'aire de répartition autochtone à l'année de référence indiquée, et (le cas échéant) l'aire de répartition supplémentaire attendue	Décrire l'aire de répartition de l'espèce à l'année de référence indiquée, et les zones dont on s'attend à ce qu'elles deviennent adaptées et occupées dans les 100 prochaines années	Fournir la source des preuves justifiant la délimitation de l'aire de répartition autochtone et (le cas échéant) de l'aire de répartition supplémentaire attendue (restes subfossiles, données historiques, prévisions rétrospectives de l'adéquation de l'habitat, etc.)
3. Carte SIG délimitant l'aire de répartition de l'espèce, en distinguant spécifiquement l'aire de répartition autochtone et (le cas échéant) l'aire de répartition supplémentaire attendue. Pour les espèces sensibles, voir les directives en matière de documentation pour la Liste rouge.	Visualiser la répartition de l'espèce sur le site Web, à la fois dans le passé et dans le futur (prévision) Éclairer la planification de la conservation	Utiliser les meilleures informations disponibles pour construire une carte reflétant précisément l'aire de répartition à l'année de référence (voir Grace <i>et al.</i> , 2019). Les parties de l'aire de répartition autochtone où l'espèce n'est pas présente actuellement doivent être codées à l'aide des codes de présence « Possibly extinct » (peut-être éteint) ou « Extinct » (éteint) ; l'aire de répartition supplémentaire attendue doit être codée à l'aide du code de présence « Future extant » (future présence).
4. Nom et brève description de la localité et de l'étendue de chaque unité spatiale, et base de leur définition	Faciliter la référence aux unités spatiales dans l'évaluation du Statut vert des espèces, et clarifier la base sur laquelle ces unités ont été délimitées	Voir section 4.2. La justification pour la délimitation des unités spatiales doit être en rapport avec l'aire de répartition autochtone (et non l'aire de répartition actuelle).
5. Codage de la (ou des) fonction(s) écologique(s) de l'espèce	Permettre l'inclusion de la fonctionnalité de l'espèce dans l'évaluation du Statut vert des espèces	Voir section 4.5 et Akçakaya <i>et al.</i> (2020)
6. Définition de la manière dont la fonctionnalité de l'espèce serait démontrée au sein d'une unité spatiale	Permettre l'inclusion de la fonctionnalité de l'espèce dans l'évaluation du Statut vert des espèces	Voir section 4.5 et Akçakaya <i>et al.</i> (2020)
7. Estimation minimale, estimation maximale et meilleure estimation (la plus probable) de l'état dans chaque unité spatiale selon chaque scénario évalué	Évaluer l'état de l'espèce dans l'unité spatiale Refléter l'incertitude sur l'état dans chaque unité spatiale	Voir sections 4.3, 4.4, 4.5 et 4.6, et la Norme

<b>Informations Requises</b>	<b>Objectif</b>	<b>Notes d'orientation</b>
8. Brève justification de l'état retenu dans chaque unité spatiale pour chaque scénario évalué	Justifier l'état choisi dans chaque unité spatiale et qualifier ou expliquer le contrefactuel pour chaque période évaluée	Discuter de toute déduction, hypothèse ou incertitude liée à l'interprétation des données et des informations. La justification doit fournir une base suffisante pour que les examinateurs puissent comprendre comment l'évaluation a été faite. Voir sections 5 à 8.
9. Score de rétablissement de l'espèce et Catégorie de rétablissement de l'espèce [calculés automatiquement une fois que l'évaluateur a renseigné les états]	Fournir une mesure globale du rétablissement de l'espèce au moment de l'évaluation (exprimée à la fois en pourcentage et en catégorie), en fonction des états dans toutes les unités spatiales.	Une évaluation du Statut vert d'une espèce doit toujours inclure une évaluation de l'état au moins selon le scénario « Actuel » (même si aucune autre évaluation n'est réalisée pour une autre période). Le Score vert Actuel (ou Score de rétablissement de l'espèce) est calculé automatiquement en tant que pourcentage de Rétablissement complet, en fonction de l'état dans chaque unité spatiale, et il est également exprimé en tant que catégorie.
10. Bibliographie (citée en intégralité ; y compris les sources de données non publiées, mais pas les communications personnelles)	Étayer l'évaluation et fournir toutes les sources de données et d'informations utilisées pour soutenir l'évaluation du Statut vert de l'espèce	Dans le SIS, les références sont enregistrées dans le Gestionnaire de références.
11. Noms et coordonnées de l'évaluateur (ou des évaluateurs) et d'au moins un examinateur	Démontrer que le processus d'évaluation et d'examen approprié a été entrepris Reconnaître les personnes impliquées dans l'évaluation Permettre aux évaluateurs et aux examinateurs d'être contactés facilement en cas de remise en question du contenu de l'évaluation	Toutes les coordonnées sont stockées dans le SIS ; seuls les noms sont affichés sur le site Web. Il est recommandé d'avoir plus d'un examinateur dans certains cas, notamment pour : i) les espèces commercialement importantes ; ii) les espèces qui ont fait l'objet d'une véritable amélioration ; ou iii) les espèces dont l'évaluation pourrait être contestée. L'enregistrement des collaborateurs, des auteurs et des facilitateurs permet de les citer sur le site Web, mais ce n'est pas obligatoire.
12. Réponses aux questions d'auto-évaluation	Fournir une documentation supplémentaire sur les déductions faites lors de l'évaluation	Les questions se trouvent à l'Annexe 1.

**Tableau 5.** Informations justificatives Requises pour les évaluations du Statut vert des espèces dans des conditions spécifiques. La liste des informations justificatives Requises (dans des conditions spécifiques) est essentielle pour toutes les évaluations qui répondent aux conditions décrites ci-dessous. Toute évaluation de taxons remplissant ces conditions mais qui ne comprend pas toutes les informations énumérées ci-dessous sera renvoyée aux évaluateurs.

<b>Informations Requises (dans des conditions spécifiques)</b>	<b>Condition spécifique</b>	<b>Objectif</b>	<b>Notes d'orientation</b>
Paramètres et catégories d'impact de la conservation [calculés automatiquement une fois que l'évaluateur a renseigné les états]	Pour toute évaluation du Statut vert d'une espèce qui souhaite documenter l'impact de la conservation passée et/ou future	Identifier le statut de l'espèce pour chacun des quatre paramètres d'impact de la conservation Soutenir la fonctionnalité du site Web Permettre des analyses de base	Les paramètres sont calculés en tant que différence entre deux Scores verts. Chacun peut varier de 0 à 100 %, et chaque paramètre est divisé en catégories selon un ensemble de seuils définis (voir section 10).
Durée générationnelle	Si une unité spatiale remplit les critères d'une catégorie du groupe « Menacé » de la Liste rouge selon les critères A ou C1	Déterminer si l'unité spatiale répond aux critères de l'état Viable	Voir la version actuelle des <i>Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN</i> . Si ces informations diffèrent de celles utilisées dans une évaluation de la Liste rouge (ou sont absentes de l'évaluation de la Liste rouge), la justification de leur obtention doit être fournie.
Catégorie et critères de la Liste rouge (dans chaque unité spatiale) pour la période évaluée	Pour toute évaluation du Statut vert d'une espèce dans une unité spatiale utilisant l'état affiné	Soutenir l'état affiné sélectionné dans chaque unité spatiale	<b>Voir section 4.3,</b> <i>Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN</i> , et la version actuelle des <i>Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN</i> .
Année de début des actions de conservation	Si des actions de conservation ont été mises en œuvre ou sont actuellement en place	Soutenir l'estimation de l'état Actuel contrefactuel	

**Tableau 6.** Informations justificatives Recommandées pour les évaluations du Statut vert des espèces

<b>Informations Recommandées</b>	<b>Objectif</b>	<b>Notes d'orientation</b>
1. Cartes de répartition SIG, ou texte narratif détaillé décrivant la délimitation des unités spatiales	Décrire les limites de l'espèce en fonction des différentes unités spatiales	
2. Codage des principales menaces qui ont servi à estimer l'état dans chaque unité spatiale pour le scénario évalué	Indiquer les principaux facteurs qui ont, de manière plausible, affecté le statut de l'espèce Permettre des analyses de base	Ces informations complètent celles figurant dans la brève justification et doivent suivre le système de classification des menaces de l'UICN. Pour la période actuelle, cela doit correspondre à l'évaluation de la Liste rouge.
3. Codage des actions de conservation importantes qui ont servi à estimer l'état dans chaque unité spatiale pour le scénario évalué	Indiquer les actions importantes qui ont conduit au changement prévu dans l'état de l'unité spatiale (ce que l'évaluateur devra avoir pris en compte et expliqué dans sa justification) Permettre des analyses de base	Ces codes complètent les informations figurant dans la brève justification et doivent suivre le système de classification des actions de conservation de l'UICN. Pour la période actuelle, cela doit correspondre à l'évaluation de la Liste rouge.
4. Catégories et critères de la Liste rouge des espèces pour chaque scénario	Compléter les catégories d'impact de la conservation	Pour comparer la manière dont le rétablissement et le risque d'extinction sont censés évoluer conjointement, la catégorie de la Liste rouge de l'UICN de l'espèce dans son ensemble peut être évaluée pour chaque scénario. Cela doit être exprimé sous forme d'estimation minimale, d'estimation maximale et de meilleure estimation, en indiquant les critères remplis.

### 13. Références

- Abell, R. et al. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58: 403-414.
- Akçakaya, H.R., Bennett, E.L., Brooks, T.M., Grace, M.K., Heath, A., Hedges, S., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Keith, D.A., Long, B., Mallon, D.P., Meijaard, E., Milner-Gulland, E.J., Rodrigues, A.S.L., Rodriguez, J.P., Stephenson, P.J., Stuart, S.N. and Young, R.P. 2018. Quantifying species recovery and conservation success to develop an IUCN Green List of Species. *Conservation Biology* 32: 1128-1138.
- Akçakaya, H.R., Ferson, S., Burgman, M.A., Keith, D.A., Mace, G.M. and Todd, C.R. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14: 1001-1013.
- Akçakaya, H.R., Keith, D.A., Burgman, M., Butchart, S.H.M., Hoffmann, M., Regan, H.M., Harrison, I. and Boakes, E. 2017. Inferring extinctions III: A cost-benefit framework for listing extinct species. *Biological Conservation* 214: 336-342.
- Akçakaya, H.R., Rodrigues, A.S.L., Keith, D.A., Milner-Gulland, E.J., Sanderson, E.W., Hedges, S., Mallon, D.P., Grace, M.K., Long, B., Meijaard, E. and Stephenson, P.J. 2020. Assessing ecological function in the context of species recovery. *Conservation Biology* 34:561-571.  
[doi:10.1111/cobi.13425](https://doi.org/10.1111/cobi.13425)
- Alvarez-Filip L, Dulvy NK, Gill JA, Côté IM, Watkinson AR. 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B* 276 :3019-3025.
- Anderson, S. H., D. Kelly, J. J. Ladley, S. Molloy, and J. Terry. 2011. Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. *Science* 331:1068-1071.
- Bolam, F.C., Mair, L., Angelico, M., Brooks, T.M., Burgman, M., Hermes, C., Hoffmann, M., Martin, R.W., McGowan, P.J., Rodrigues, A.S. and Rondinini, C. 2020 How many bird and mammal extinctions has recent conservation action prevented?. *BioRxiv*. Brooks, T.M., Wright, S.J., Sheil, D. 2009. Evaluating the success of conservation actions in safeguarding tropical forest biodiversity. *Conservation Biology* 23:1448-1457.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L., Akçakaya, H.R., Buchanan, G.M., Butchart, S.H., Foden, W., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, C.N., Joppa, L. and Li, B.V. 2019. Measuring terrestrial area of habitat (AOH) and its utility for the IUCN Red List. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(11): 977-986.
- Burgman, M.A., McBride, M., Ashton, R., Speirs-Bridge, A., Flander, L., Wintle, B., Fidler, F., Rumpff, L. and Twardy, C. 2011. Expert status and performance. *PLoS ONE* 6(7): e22998.
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J., Collar, N.J. 2006. How many bird extinctions have we prevented? *Oryx* 40: 266-278.
- Casas-Criville, A. and Valera, F. 2005. The European bee-eater (*Merops apiaster*) as an ecosystem engineer in arid environments. *J. Arid Environments* 60: 227-238.
- Clark, A. T., H. Ye, F. Isbell, E. R. Deyle, J. Cowles, G. D. Tilman, and G. Sugihara. 2015. Spatial convergent cross mapping to detect causal relationships from short time series. *Ecology* 96:1174-1181.
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Gärdenfors, U., Keith, D.A., Punt, A.E., Regan, H.M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P. and Akçakaya, H.R. 2016. Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters* 12: 20150843.
- Crees, J. J., A. C. Collins, P. J. Stephenson, H. M. R. Meredith, R. P. Young, C. Howe, M. R. S. Price, and S. T. Turvey. 2016. A comparative approach to assess drivers of success in mammalian conservation recovery programs. *Conservation Biology* 30:694-705.



- DeVault, T.L. et al. 2003. Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos* 102: 225–234.
- Di Minin, E., and R. A. Griffiths. 2011. Viability analysis of a threatened amphibian population: Modelling the past, present and future. *Ecography* 34:162-169.
- Dicks, L. V., J. C. Walsh, and W. J. Sutherland. 2014. Organising evidence for environmental management decisions: a '4S' hierarchy. *Trends in Ecology & Evolution* 29:607-613.
- Dinerstein E, et al. 2017. An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. *BioScience* 67:534-545.
- Ellis EC, Klein Goldewijk K, Siebert S, Lightman D, Ramankutty N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19:589-606.
- Estes, J. A., M. T. Tinker, and J. L. Bodkin. 2010. Using ecological function to develop recovery criteria for depleted species: sea otters and kelp forests in the Aleutian archipelago. *Conservation Biology* 24:852-860.
- Ferraro, P. J. 2009. Counterfactual thinking and impact evaluation in environmental policy. In M. Birnbaum & P. Mickwitz (Eds.), *Environmental program and policy evaluation: Addressing methodological challenges. New Directions for Evaluation*, 122, 75–84.
- Ferraro, P. J., and S. K. Pattanayak. 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biol* 4:e105.
- Ferraro, PJ, McIntosh, C, and M Ospina. 2007. The effectiveness of listing under the U.S. Endangered Species Act: An econometric analysis using matching methods. *Journal of Environmental Economics and Management* 54(3): 245-261.
- Fordham, D.A., H.R. Akçakaya, B.W. Brook, A. Rodríguez, P.C. Alves, E. Civantos, M. Triviño, M.J. Watts and M.B. Araújo. 2013. Adapted conservation measures are required to save the Iberian lynx in a changing climate. *Nature Climate Change* 3:899-903.
- Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M.C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A.B., Labecca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C.S., Collevatti, R.G., Pires, M.M., Guimarães, P.R., Brancalion, P.H., Ribeiro, M.C. and Jordano, P. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science* 340: 1086-1090.
- Gende, S.M., Edwards, R.T., Willson, M.F., and Wipfli, M.S. 2002. Pacific salmon in aquatic and terrestrial ecosystems. *BioScience* 52: 917–928.
- Goble, D.D. 2009. The Endangered Species Act: what we talk about when we talk about recovery. *Natural Resources Journal* 49:1-44. <https://ssrn.com/abstract=1576622>
- Gordon, C. E., and M. Letnic. 2016. Functional extinction of a desert rodent: implications for seed fate and vegetation dynamics. *Ecography* 39:815-824.
- Grace, J. B., Anderson, T.M., Olff, H. and Scheiner, S.M. 2010. On the specification of structural equation models for ecological systems. *Ecological Monographs* 80:67-87.
- Grace, M., Akçakaya, H.R., Bennett, E., Hilton-Taylor, C., Long, B., Milner-Gulland, E.J., Young, R. and Hoffmann, M., 2019. Using historical and palaeoecological data to inform ambitious species recovery targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374(1788): 20190297.
- Hartway, C., and L. S. Mills. 2012. A meta-analysis of the effects of common management actions on the nest success of North American birds. *Conservation Biology* 26:657-666.
- Hoban, Sean, et al. 2020. Genetic diversity targets and indicators in the CBD post-2020 Global Biodiversity Framework must be improved. *Biological Conservation* 248: 108654.
- Hoffmann, M., C. Hilton-Taylor, and 172 other authors. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330:1503-1509.

- Hoffmann, M., J. W. Duckworth, K. Holmes, D. P. Mallon, A. S. L. Rodrigues, and S. N. Stuart. 2015. The difference conservation makes to extinction risk of the world's ungulates. *Conservation Biology* 29:1303-1313.
- Hutchings, J. A., S. H. M. Butchart, B. Collen, M. K. Schwartz, and R. S. Waples. 2012. Red flags: correlates of impaired species recovery. *Trends in Ecology & Evolution* 27:542-546.
- IUCN 2012a. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp.  
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Fr.pdf>
- IUCN 2012b. *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iii + 41pp.  
<https://www.iucnredlist.org/fr/resources/regionalguidelines>
- IUCN 2013a. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 pp.  
<https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-009.pdf>
- IUCN 2013b. *Documentation standards and consistency checks for IUCN Red List assessments and species accounts*. Cambridge, UK and Gland, Switzerland: IUCN Red List Committee and IUCN SSC Steering Committee, 65 pp.  
[http://www.iucnredlist.org/documents/RL\\_Standards\\_Consistency.pdf](http://www.iucnredlist.org/documents/RL_Standards_Consistency.pdf)
- IUCN. 2016. *A Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas, Version 1.0*. First edition. Gland, Switzerland: IUCN
- IUCN Red List Technical Working Group. 2019. *Mapping Standards and Data Quality for IUCN Red List Spatial Data*. Version 1.18. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Red List Committee
- IUCN Standards and Petitions Committee 2019. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 14. Prepared by the IUCN SSC Standards and Petitions Committee.  
<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- Jones, K. W., and D. J. Lewis. 2015. Estimating the counterfactual impact of conservation programs on land cover outcomes: the role of matching and panel regression techniques. *PLoS ONE* 10:e0141380.
- Joseph, M. B., D. L. Preston, and P. T. J. Johnson. 2016. Integrating occupancy models and structural equation models to understand species occurrence. *Ecology* 97:765-775.
- Klein Goldewijk, K., A. Beusen, M. de Vos and G. van Dreht 2011. The HYDE 3.1 spatially explicit database of human induced land use change over the past 12,000 years, *Global Ecology and Biogeography* 20(1): 73-86.
- Kuemmerle, T., K. Perzanowski, H.R. Akçakaya, F. Beaudry, T.R. van Deelen, I. Parnikoza, P. Khoyetsky, D.M. Waller, and V.C. Radeloff. 2011. Cost-effectiveness of different conservation strategies to establish a European bison metapopulation in the Carpathians. *Journal of Applied Ecology* 48:317-329.
- Lips, K. R. 1991. Vertebrates associated with tortoise (*Gopherus polyphemus*) burrows in four habitats in south-central Florida. *Journal of Herpetology* 25:477-481.
- Lundberg, J. and Moberg, F (2003) Mobile link organisms and ecosystem functioning: Implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6(1): 87-98.
- Luther, D. A., T. M. Brooks, S. H. M. Butchart, M. W. Hayward, M. E. Kester, J. Lamoreux, and A. Uppgren. 2016. Determinants of bird conservation-action implementation and associated population trends of threatened species. *Conservation Biology* 30:1338-1346

- MacPhee, R.D.E. and, Flemming, C (1999) Requiem aeternum: the last five hundred years of mammalian species extinctions. In: MacPhee RDE, editor. *Extinctions in Near Time: Causes, Contexts, and Consequences*. New York: Kluwer Academic/Plenum. pp. 333–372.  
[https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-1-4757-5202-1\\_13](https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-1-4757-5202-1_13)
- Margoluis, R., Stem, C., Salafsky, N., & Brown, M. (2009). Design alternatives for evaluating the impact of conservation projects. In M. Birnbaum & P. Mickwitz (Eds.), *Environmental program and policy evaluation: Addressing methodological challenges*. *New Directions for Evaluation* 122:85–96.
- Maron, M., Bull, J.W., Evans, M., Gordon, A. 2015. Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 192, 504-512.
- McBride, M.F., Garnett, S.T., Szabo, J.K., Burbidge, A.H., Butchart, S.H.M., Christidis, L., Dutson, G., Ford, H.A., Loyn, R.H., Watson, D.M., and Burgman, M.A. 2012. Structured elicitation of expert judgments for threatened species assessment: a case study on a continental scale using email. *Methods in Ecology and Evolution* 3:906–920.
- McConkey, K. R., and D. R. Drake. 2006. Flying foxes cease to function as seed dispersers long before they become rare. *Ecology* 87:271-276.
- NAS 2016. *Attribution of Extreme Weather Events in the Context of Climate Change*. Washington, DC: The National Academies Press. doi: 10.17226/21852.
- Neel MC, Leidner AK, Haines A, Goble DD, Scott JM. 2012. By the numbers: How is recovery defined by the US Endangered Species Act? *Bioscience* 62: 646–657.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., Kassem, K. R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience* 51(11):933-938.
- Pettorelli N, et al. 2017. Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*  
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rse2.59/full>
- Redford, K. H., G. Amato, J. Baillie, P. Beldomenico, E. L. Bennett, N. Clum, R. Cook, G. Fonseca, S. Hedges, F. Launay, S. Lieberman, G. M. Mace, A. Murayama, A. Putnam, J. G. Robinson, H. Rosenbaum, E. W. Sanderson, S. N. Stuart, P. Thomas, and J. Thorbjarnarson. 2011. What does it mean to successfully conserve a (vertebrate) species? *BioScience* 61:39-48.
- Regan, H. M., A. D. Sypard, J. Franklin, R. M. Swab, L. Markovchick, A. L. Flint, L. E. Flint, and P. H. Zedler. 2012. Evaluation of assisted colonization strategies under global change for a rare, fire-dependent plant. *Global Change Biology* 18:936-947.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L., 2012. Trophic cascades in Yellowstone: the first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145:205–213.
- Robert A, et al. 2017. Fixism and conservation science. *Conservation Biology* 31:781-788.
- Roberts D.L., Jaric, I., A. R. Solow. 2017. On the functional extinction of the Passenger Pigeon. *Conservation Biology* 31:1192-1195.
- Salafsky, N., D. Salzer, A. J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S. H. M. Butchart, B. E. N. Collen, N. Cox, L. L. Master, S. O'Connor, and D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22:897-911.
- Sanderson, E. W. 2006. How many animals do we want to save? The many ways of setting population target levels for conservation. *BioScience* 56:911-922.

- Sanderson, E. W., et al. 2008. The ecological future of the North American bison: Conceiving long-term, large-scale conservation of wildlife. *Conservation Biology* 22:252-266
- Sanderson, E.W. 2019. A full and authentic reckoning of species' ranges for conservation: response to Akçakaya et al. 2018. *Conservation Biology* 33: 1208-1210
- Saterberg, T., S. Sellman, and B. Ebenman. 2013. High frequency of functional extinctions in ecological networks. *Nature* 499:468-470.
- Schleicher, J., J.D. Eklund, M. Barnes, J. Geldmann, J.A. Oldekop, and J.P. Jones. 2020. Statistical matching for conservation science. *Conservation Biology*, 34(3): 538-549.
- Scott, J. M., D. D. Goble, A. M. Haines, J. A. Wiens, and M. C. Neel. 2010. Conservation-reliant species and the future of conservation. *Conservation Letters* 3:9 1-97.
- Shoemaker, K.T. and H.R. Akçakaya. 2015. Inferring the nature of anthropogenic threats from long-term abundance records. *Conservation Biology* 29: 238-249.
- Smokorowski, K.E. and Randall, R.G. 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *Facets*, 2(1) : 212-232.
- Soulé ME, Estes JA, Berger J, Martinez del Rio C. 2003. Ecological effectiveness: Conservation goals for interacting species. *Conservation Biology* 17: 1238-1250.
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A. and Robertson, J. 2007. Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 57:573-583.
- Speirs-Bridge, A., Fidler, F., McBride, M., Flander, L., Cumming, G. and Burgman, M. 2010. Reducing over-confidence in the interval judgements of experts. *Risk Analysis* 30, 512-523.
- Stephenson, P.J., Grace, M.K., Akçakaya, H.R., Rodrigues, A.S.L., Long, B., Mallon, D.P., Meijaard, E., Rodriguez, J.P., Young, R.P., Brooks, T.M. and Hilton-Taylor, C. 2019. Defining the indigenous ranges of species to account for geographic and taxonomic variation in the history of human impacts: reply to Sanderson 2019. *Conservation Biology* 33: 1211-1213.
- Sugihara, G., R. May, H. Ye, C.-h. Hsieh, E. Deyle, M. Fogarty, and S. Munch. 2012. Detecting causality in complex ecosystems. *Science* 338:496-500.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman, and T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19:305-308.
- Sutherland, W., Dicks, L., Ockenden, N., Petrovan, S., Smith, R.K. 2018. What works in conservation. <https://www.openbookpublishers.com/product/696>
- Szabo, J.K., Butchart, S.H., Possingham, H.P. and Garnett, S.T. (2012). Adapting global biodiversity indicators to the national scale: A Red List Index for Australian birds. *Biological Conservation*, 148(1), 61-68
- Tear, T. H., P. Kareiva, P. L. Angermeier, P. Comer, B. Czech, R. Kautz, L. Landon, D. Mehlman, K. Murphy, M. Ruckelshaus, J. M. Scott, and G. Wilhere. 2005. How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *Bioscience* 55:835-849.
- Thrush, S. F., J. E. Hewitt, M. Gibbs, C. Lundquist, and A. Norkko. 2006. Functional role of large organisms in intertidal communities: Community effects and ecosystem function. *Ecosystems* 9:1029-1040.
- Westwood, A., E. Reuchlin-Hughenoltz, and D. M. Keith. 2014. Re-defining recovery: A generalized framework for assessing species recovery. *Biological Conservation* 172:155-162.
- Wilcove D. 2012. No Way Home: The Decline of the World's Great Animal Migrations. Island Press, Washington D.C.

- Wolf, N. and Mangel, M. 2008. Multiple hypothesis testing and the declining-population paradigm in Steller sea lions. *Ecological Applications*, 18, 1932–1955.
- Young RP, Hudson MA, Terry AMR, Jones CG, Lewis RE, Tatayah V, Zuel N, Butchart SHM. 2014. Accounting for conservation: using the IUCN Red List Index to evaluate the impact of a conservation organization. *Biological Conservation* 180:84–96.

## **Annexe 1. Élaboration de scénarios pour estimer les paramètres d'impact de la conservation**

Cette Annexe vise à aider les évaluateurs à élaborer des scénarios pour estimer les quatre paramètres d'impact de la conservation (Héritage de la conservation, Dépendance envers la conservation, Gain par conservation et Potentiel de rétablissement).

### ***Partie 1 : Élaboration d'un scénario contrefactuel pour estimer l'Héritage de la conservation***

**1.1. En 1950, y avait-il des actions de conservation en place qui auraient pu avoir un impact sur cette espèce ? Des actions ont-elles été mises en place depuis 1950 ? Répondez Oui si l'une des réponses est correcte, répondez Non si les deux sont incorrectes.**

Il n'est PAS nécessaire que les actions de conservation aient été mises en œuvre uniquement au profit de cette espèce (p. ex., les lois sur la faune, la législation environnementale, l'établissement d'une aire protégée, etc. sont aussi pris en compte). Considérez également que dans certains cas, les actions de conservation peuvent avoir eu lieu en dehors de l'aire de répartition de l'espèce mais avoir eu un effet sur cette espèce (p. ex., les campagnes de réduction de la demande dans les pays consommateurs).

***Si oui, passez à l'Étape 1.2. Si NON, l'état Actuel contrefactuel et l'état Actuel sont les mêmes (c.-à-d. que l'Héritage de la conservation = 0), et vous devez passer à la Partie 2.***

### **1.2. Identifiez les actions de conservation qui ont potentiellement affecté le statut de l'espèce**

Adoptez une réflexion générale : quelle a été la première action de conservation qui aurait pu, de manière plausible, être bénéfique à cette espèce ? Si cette action était encore en place ou en vigueur en 1950, elle doit être prise en compte dans cette évaluation. Toutes les actions de conservation ultérieures (qui étaient en vigueur en 1950 ou qui ont été mises en œuvre après 1950) doivent être prises en compte. Si aucune action n'était en vigueur en 1950, il faut alors considérer toutes les actions de conservation qui ont été mises en œuvre depuis 1950.

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certaines actions de conservation s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

*FACULTATIF : Pour garantir la prise en compte de tous les facteurs pertinents, accélérer l'évaluation et favoriser la cohérence entre les processus (p. ex., les évaluations de la Liste rouge de l'UICN et la planification de la conservation), envisagez d'utiliser le système de classification des actions de conservation de la Liste rouge de l'UICN.*

### **1.3. En quelle année ces actions de conservation ont-elles commencé ?**

Passez en revue les actions de conservation qui seront prises en compte pour cette évaluation (identifiées à l'Étape 1.2). Indiquez l'année où la toute première de ces actions a commencé.

### **1.4. FACULTATIF : Estimez l'État antérieur.**

Si la date identifiée à l'Étape 1.3 est antérieure à l'année 1950, l'État antérieur doit être estimé à l'année 1950. Si la date identifiée à l'Étape 1.3 est postérieure à l'année 1950, l'État antérieur doit être estimé à cette date. Évaluez et enregistrez l'état (Absent, Présent, Viable, Fonctionnel) dans chaque unité spatiale à la date appropriée pour estimer l'État antérieur.

*Si vous n'avez pas besoin de cette contextualisation ou si vous ne souhaitez pas effectuer cette étape, passez à l'Étape 1.5.*

### **1.5. Identifiez les principaux facteurs qui ont, de manière plausible, affecté le statut de l'espèce depuis l'année identifiée à l'Étape 1.3.**

Pensez aux facteurs positifs et négatifs (c.-à-d. les avantages et les menaces). Vous devez prendre en compte à la fois les facteurs anthropiques et naturels.

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certains facteurs s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

*FACULTATIF : Pour garantir la prise en compte de tous les facteurs pertinents, accélérer l'évaluation et favoriser la cohérence entre les processus (p. ex., les évaluations de la Liste rouge de l'UICN et la planification de la conservation), envisagez d'utiliser les systèmes de classification de la Liste rouge de l'UICN, en faisant attention à la distinction entre « **menaces** » et « **contraintes** », tels que ces termes sont définis dans leurs systèmes de classification respectifs. Pour les besoins de cette étape, un facteur négatif peut être soit une menace, soit une contrainte.*

### **1.6. Compte tenu des facteurs identifiés à l'Étape 1.5, quel aurait été, selon vous, le statut de l'espèce aujourd'hui en l'absence des actions de conservation identifiées à l'Étape 1.2 ?**

Après avoir soupesé les éléments de preuve, le Score vert de l'espèce aurait-il été différent aujourd'hui, en raison de ces facteurs, si des actions de conservation n'avaient pas été prises ? Pensez-vous que ces facteurs (avantages ou menaces) auraient continué d'affecter l'espèce au même niveau en l'absence d'actions de conservation ?

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certains facteurs et actions de conservation s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

**1.7. Après avoir soupesé les éléments de preuve, est-il probable que les actions de conservation identifiées à l'Étape 1.2 ont empêché l'introduction de nouvelles menaces, ou ont potentiellement créé de nouvelles menaces ? En quoi cela change-t-il votre réponse par rapport à celle de l'Étape 1.6 ?**

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certains facteurs et actions de conservation s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

**1.8. Sur la base de vos réponses aux questions 1.6 et 1.7, et en utilisant l'une des approches par déduction énumérées au Tableau 3 (ou des preuves expérimentales/quasi expérimentales, si elles sont disponibles), enregistrez l'état attendu (Absent, Présent, Viable ou Fonctionnel) dans chaque unité spatiale en l'absence d'actions de conservation.**

Il s'agit du scénario Actuel contrefactuel, et la différence entre le Score vert généré dans ce scénario et le Score vert Actuel est l'Héritage de la conservation.



## ***Partie 2 : Élaboration de scénarios pour estimer la Dépendance envers la conservation et le Gain par conservation***

### **2.1. Dressez la liste de toutes les actions de conservation en cours.**

Souvenez-vous qu'il n'est PAS nécessaire que les actions de conservation aient été mises en œuvre uniquement au profit de cette espèce (p. ex., les lois sur la faune, la législation environnementale, l'établissement d'une aire protégée, etc. sont aussi pris en compte). Considérez également que dans certains cas, les actions de conservation peuvent avoir lieu en dehors de l'aire de répartition de l'espèce mais avoir un effet sur cette espèce.

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certaines actions de conservation s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

*FACULTATIF : Pour garantir la prise en compte de tous les facteurs pertinents, accélérer l'évaluation et favoriser la cohérence entre les processus (p. ex., les évaluations de la Liste rouge de l'UICN et la planification de la conservation), envisagez d'utiliser le système de classification des actions de conservation de la Liste rouge de l'UICN.*

### **2.2. Dressez la liste de toute action de conservation supplémentaire qui sera mise en œuvre dans l'année qui suit cette évaluation.**

Pour inclure des actions de conservation supplémentaires, il doit s'agir d'actions pour lesquelles toutes les conditions requises sont remplies et toutes les ressources nécessaires sont en place, ou qui sont extrêmement susceptibles de l'être dans l'année. Cela exige un niveau de preuve « au-delà du doute raisonnable ».

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certaines actions de conservation s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

Ensemble, les Étapes 2.1 et 2.2 aboutissent à une liste d'actions à prendre en compte pour générer la Référence actuelle, c.-à-d. une référence dynamique par rapport à laquelle il convient d'évaluer la Dépendance envers la conservation et le Gain par conservation. Les évaluateurs qui ne souhaitent pas estimer une référence dynamique peuvent utiliser par défaut une référence statique du Score vert Actuel pour évaluer la Dépendance et le Gain.

### **2.3. Dressez la liste de toute action de conservation supplémentaire dont la mise en œuvre est planifiée dans les 10 ans suivant cette évaluation.**

La planification de ces actions n'a pas besoin d'être définitive ; elle peut être ambitieuse mais doit être réalisable. Il peut s'agir d'actions figurant dans un Plan d'action pour l'espèce, ou envisagées dans des propositions de financement ou des plans

gouvernementaux. Cette planification doit être assortie d'un calendrier et, idéalement, d'une évaluation du coût et des résultats probables de l'action.

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certaines actions de conservation s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

Ensemble, les Étapes 2.1 à 2.3 aboutissent à une liste d'actions de conservation à prendre en compte pour évaluer les Scores verts « Futur-avec-conservation » et « Futur-sans-conservation ».

## **2.4. Identifiez les principaux facteurs, autres que les actions de conservation, qui auront un effet sur le statut de l'espèce à l'avenir.**

Pensez aux facteurs positifs et négatifs (c.-à-d. les avantages et les menaces). Vous devez prendre en compte à la fois les facteurs anthropiques et naturels.

Tenez compte à la fois des facteurs actuels et des facteurs qui, après avoir soupesé les éléments de preuve, devraient apparaître dans les 10 prochaines années. Veillez à prendre en compte les changements en termes d'effectifs, de densité de population, de répartition spatiale et de structure d'âge qui peuvent affecter la fonctionnalité de l'espèce, ainsi que les variations pouvant affecter la persistance de l'espèce dans l'unité spatiale.

Vous devez aussi tenir compte des facteurs qui ne sont pas susceptibles de se produire, mais qui auraient un effet important sur le statut de l'espèce s'ils se produisaient. Par exemple, des typhons ou des inondations dans des zones qui n'y sont pas sujettes, des maladies émergentes ou l'apparition d'un marché noir pour l'espèce.

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certains facteurs s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

*FACULTATIF : Pour garantir la prise en compte de tous les facteurs pertinents, accélérer l'évaluation et favoriser la cohérence entre les processus (p. ex., les évaluations de la Liste rouge de l'UICN et la planification de la conservation), envisagez d'utiliser les systèmes de classification de la Liste rouge de l'UICN, en faisant attention à la distinction entre « **menaces** » et « **contraintes** », tels que ces termes sont définis dans leurs systèmes de classification respectifs. Pour les besoins de cette étape, un facteur négatif peut être soit une menace, soit une contrainte.*

## **2.5. Estimez la Dépendance envers la conservation**

**2.5a. Compte tenu des facteurs identifiés à l'Étape 2.4, et en utilisant l'une des approches par déduction énumérées au Tableau 3 (ou des preuves expérimentales/quasi expérimentales, si elles sont disponibles), quel sera, selon vous, le statut de l'espèce dans 10 ans en l'absence des actions de conservation identifiées aux Étapes 2.1-2.3 ?**

En plus du statut le plus probable, vous devez préciser les éventualités « supérieures » et « inférieures », afin de refléter l'incertitude, ainsi que l'inclusion ou l'exclusion d'événements improbables susceptibles d'avoir des impacts importants.

Afin de fournir des limites réalistes en matière de croissance de la population, tenez compte du cycle biologique de l'espèce (p. ex., la durée générationnelle et le taux de reproduction) lorsque vous faites des projections sur le futur statut de l'espèce à partir de son statut aujourd'hui.

Veillez à prendre en compte les changements en termes d'effectifs, de densité de population, de répartition spatiale et de structure d'âge qui peuvent affecter la fonctionnalité de l'espèce, ainsi que les variations pouvant affecter la persistance de l'espèce dans l'unité spatiale.

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certains facteurs s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

**2.5b. FACULTATIF : Compte tenu des facteurs identifiés à l'Étape 2.4, et en utilisant l'une des approches par déduction énumérées au Tableau 3 (ou des preuves expérimentales/quasi expérimentales, si elles sont disponibles), quel sera, selon vous, l'état de l'espèce dans chaque unité spatiale dans 10 ans, en présence des actions de conservation identifiées aux Étapes 2.1-2.2 uniquement ?**

Le Score vert généré dans ce scénario est la valeur de la Référence actuelle dynamique à laquelle les Scores verts « Futur-avec-conservation » et « Futur-sans-conservation » doivent être comparés. L'alternative à cette étape est d'utiliser le Score vert actuel comme Référence actuelle statique.

En plus du statut le plus probable, vous devez préciser les éventualités « supérieures » et « inférieures », afin de refléter l'incertitude, ainsi que l'inclusion ou l'exclusion d'événements improbables susceptibles d'avoir des impacts importants. Afin de fournir des limites réalistes en matière de croissance de la population, tenez compte du cycle biologique de l'espèce (p. ex., la durée générationnelle et le taux de reproduction) lorsque vous faites des projections sur le futur statut de l'espèce à partir de son statut aujourd'hui.

Veillez à prendre en compte les changements en termes d'effectifs, de densité de population, de répartition spatiale et de structure d'âge qui peuvent affecter la fonctionnalité de l'espèce, ainsi que les variations pouvant affecter la persistance de l'espèce dans l'unité spatiale.

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certains facteurs s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

**2.5c. Après avoir soupesé les éléments de preuve, est-il probable que les actions de conservation identifiées aux Étapes 2.1-2.3 empêcheront l'introduction de nouvelles menaces importantes ou créeront potentiellement de nouvelles menaces ? En quoi cela change-t-il votre réponse par rapport à celle de l'Étape 2.5a ?**

**2.5d. Enregistrez l'état attendu (Absent, Présent, Viable ou Fonctionnel) dans chaque unité spatiale en l'absence de toute action de conservation future (comme décrit dans les Étapes 2.1-2.3).**

La différence entre le Score vert généré dans ce scénario « Futur-sans-conservation » et le Score vert « Référence actuelle » est la Dépendance envers la conservation.

## **2.6. Estimez le Gain par conservation**

**2.6 a. Compte tenu des facteurs identifiés à l'Étape 2.4, et en utilisant l'une des approches par déduction énumérées au Tableau 3 (ou des preuves expérimentales/quasi expérimentales, si elles sont disponibles), quel sera, selon vous, le statut de l'espèce dans 10 ans si toutes les actions de conservation indiquées aux Étapes 2.1-2.3 sont maintenues ou mises en œuvre ?**

En plus du statut le plus probable, vous devez préciser les éventualités « supérieures » et « inférieures », afin de refléter l'incertitude, ainsi que l'inclusion ou l'exclusion d'événements improbables susceptibles d'avoir des impacts importants.

Afin de fournir des limites réalistes en matière de croissance de la population, tenez compte du cycle biologique de l'espèce (p. ex., la durée générationnelle et le taux de reproduction) lorsque vous faites des projections sur le futur statut de l'espèce à partir de son statut aujourd'hui.

Veillez à prendre en compte les changements en termes d'effectifs, de densité de population, de répartition spatiale et de structure d'âge qui peuvent affecter la fonctionnalité de l'espèce, ainsi que les variations pouvant affecter la persistance de l'espèce dans l'unité spatiale.

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certains facteurs s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

**2.6b. En vous basant sur l'une des approches par déduction énumérées au Tableau 3 (ou sur des preuves expérimentales/quasi expérimentales, si elles sont disponibles), comment les actions de conservation identifiées aux Étapes 2.1-2.3 modifieront, selon vous, les facteurs identifiés à l'Étape 2.4 ?**

Après avoir soupesé les éléments de preuve, est-il probable que les actions de conservation réduiront les effets des menaces identifiées à l'Étape 2.4 ou empêcheront l'émergence de nouvelles menaces ?

*Vous devez procéder ainsi pour chaque unité spatiale individuellement, tout en reconnaissant que certaines actions de conservation s'appliquent à plusieurs unités spatiales.*

**2.6c. Enregistrez l'état attendu (Absent, Présent, Viable ou Fonctionnel) dans chaque unité spatiale si les actions de conservation indiquées aux Étapes 2.1-2.3 sont maintenues ou mises en œuvre.**

Il s'agit du scénario « Futur-avec-conservation ».

La différence entre le Score vert généré dans ce scénario « Futur-avec-conservation » et le Score vert « Référence actuelle » est le Gain par conservation.
---

### **Partie 3 : Estimation du Potentiel de rétablissement**

*L'objectif de la Partie 3 est d'estimer le meilleur scénario plausible pour l'espèce et réalisable d'ici 100 ans. Il est important de noter que cela ne représente PAS nécessairement une vision ou un objectif de conservation spécifique ; il s'agit plutôt de décrire toutes les possibilités d'actions de rétablissement futures.*

#### **3.1. Quelles unités spatiales actuellement occupées ne seront plus disponibles pour l'espèce dans 100 ans (le cas échéant) ?**

Après avoir soupesé les éléments de preuve, existe-t-il des menaces plausibles, considérables et impossibles à atténuer qui conduiraient à l'absence de l'espèce dans une unité spatiale quelconque ?

#### **3.2. Existe-t-il des unités spatiales qui ne sont pas occupées actuellement, mais où une recolonisation naturelle de l'espèce ou une réintroduction de celle-ci pourrait avoir lieu ?**

Il convient d'inclure les unités spatiales de l'aire de répartition autochtone qui ne sont pas adaptées actuellement mais qui pourraient le devenir dans 100 ans, si l'on procédait à la restauration de l'habitat et/ou l'élimination des menaces.

#### **3.3. Dans 100 ans, est-il probable que de nouvelles unités spatiales seront occupées par l'espèce ?**

Ces unités spatiales seraient considérées comme faisant partie de l'**aire de répartition supplémentaire attendue** de l'espèce. Ce scénario est rare et ne s'appliquera pas à la plupart des évaluations d'espèces. Il faut à la fois que :

- i) l'espèce se déplace (ou soit déplacée) en dehors de son aire de répartition autochtone ; et que
- ii) la nouvelle répartition ne puisse pas être restituée à l'aide des unités spatiales d'origine. Par exemple, si les unités spatiales étaient délimitées par des écorégions, un déplacement de l'aire de répartition ne créerait une nouvelle unité spatiale que si l'espèce se déplace dans une nouvelle écorégion.

Notez que si l'espèce est déplacée par l'homme vers une nouvelle zone située en dehors de son aire de répartition autochtone, ce transfert doit correspondre à la définition des « transferts aux fins de la sauvegarde » selon la Liste rouge de l'UICN afin d'être comptabilisé comme une nouvelle unité spatiale.

#### **3.4. Aux Étapes 3.1-3.3, vous avez identifié les unités spatiales qui pourraient être disponibles pour l'espèce dans 100 ans. Pour chaque unité spatiale, estimez le meilleur statut possible qui pourrait être atteint dans 100 ans.**

Dans ce scénario, il n'y a pas de restrictions financières ou de ressources. En d'autres termes, dans un scénario avec un budget et des ressources illimités, quel est le statut

maximal (Absent, Présent, Viable, Fonctionnel) qui pourrait être atteint dans 100 ans dans chaque unité spatiale, en tenant compte des pressions sur l'espèce impossibles à atténuer ?

La différence entre le Score vert généré dans ce scénario et le Score vert Actuel est le Potentiel de rétablissement.

### **Étape finale : Auto-évaluation**

**1. Divulgez tout conflit d'intérêts potentiel qui pourrait biaiser l'évaluation.**

**2. Y a-t-il des divergences entre cette évaluation et l'évaluation de la Liste rouge pour l'espèce ?**

Si oui, commentez la raison expliquant probablement cette divergence.

**3. Réexaminez l'impact que vous avez attribué aux différents facteurs et actions de conservation.**

La trajectoire de l'espèce serait-elle très différente si d'autres choix étaient faits ? Si oui, revoyez votre justification de ces choix. Si nécessaire, élargissez les limites (modifiez les valeurs plausibles inférieures et supérieures) pour refléter l'incertitude introduite par la possibilité de ces autres choix.

## **Annexe 2. Questions à prendre en compte par les examinateurs externes**

Il est recommandé que chaque évaluation soit examinée par au moins deux experts.

1. Divulgez tout conflit d'intérêts potentiel qui pourrait biaiser votre examen.
2. Après avoir examiné l'évaluation, et compte tenu de votre connaissance personnelle de l'espèce et de la région, pouvez-vous identifier d'autres facteurs qui pourraient affecter le statut de l'espèce en plus de ceux énumérés par l'évaluateur (ou les évaluateurs) ?
3. Pouvez-vous identifier d'autres actions de conservation qui pourraient avoir eu un impact sur le statut de l'espèce en dehors de celles énumérées par l'évaluateur (ou les évaluateurs) ?
4. Êtes-vous en désaccord avec l'évaluation faite par l'évaluateur (ou les évaluateurs) sur l'impact de l'un des facteurs ou de l'une des actions de conservation sur l'espèce ? Par exemple, êtes-vous en désaccord avec l'évaluation de l'étendue (spatiale ou temporelle) du facteur/de l'action, ou de son ampleur (et dans le cas des actions, de leur efficacité) ?
5. Êtes-vous en désaccord avec l'une des affirmations probabilistes faites par l'évaluateur (ou les évaluateurs) (c.-à-d., êtes-vous en désaccord avec l'idée que, après avoir soupesé les éléments de preuve, un certain résultat serait observé) ?
6. Pensez-vous que l'incertitude des résultats a été prise en compte de manière adaptée ?
7. Avez-vous connaissance d'un conflit d'intérêts concernant l'évaluateur (ou les évaluateurs) et qui n'a pas été documenté par ce(s) dernier(s) ?
8. Avez-vous des réserves quant au processus d'évaluation utilisé ?
9. Quel est l'effet de vos réponses aux questions 1-8 sur l'évaluation finale faite par l'évaluateur (ou les évaluateurs) ?
10. Recommandez-vous que l'évaluation soit renvoyée pour une analyse plus approfondie ?