

Antecedentes y Directrices relativos al Estado Verde de las Especies de la UICN

versión 1.0 (diciembre de 2020)

1. INTRODUCCIÓN	3
2. PROPÓSITO DEL ESTADO VERDE DE LAS ESPECIES DE LA UICN	4
3. DEFINICIÓN DE RECUPERACIÓN	7
4. COMPONENTES DE LA RECUPERACIÓN	8
4.1. ÁREA DE DISTRIBUCIÓN	8
4.2. PARTES DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN	11
4.3. ESTADO EN CADA UNIDAD ESPACIAL	15
4.4. VIABILIDAD.....	16
4.5. FUNCIONALIDAD.....	17
4.6. RELACIÓN ENTRE VIABILIDAD Y FUNCIONALIDAD.....	23
5. LEGADO DE CONSERVACIÓN	23
5.1. DEFINICIÓN DE ACCIONES DE CONSERVACIÓN	24
5.2. DETERMINACIÓN DE LA FECHA DE INICIO.....	25
5.3. EVALUACIÓN DEL ESTADO CONTRAFCTUAL	25
6. DEPENDENCIA DE LA CONSERVACIÓN.....	27
7. GANANCIA DE CONSERVACIÓN.....	28
8. POTENCIAL DE RECUPERACIÓN.....	31
9. INCERTIDUMBRE.....	33
10. CATEGORÍAS	34
11. EVALUACIONES REGIONALES (INCLUIDAS LAS EVALUACIONES NACIONALES).....	35
12. INFORMACIÓN REQUERIDA Y RECOMENDADA.....	35
12.1. INFORMACIÓN DE APOYO REQUERIDA	36
12.2. INFORMACIÓN DE APOYO RECOMENDADA.....	36
13. BIBLIOGRAFÍA	41
APÉNDICE 1. CREACIÓN DE ESCENARIOS PARA ESTIMAR LOS INDICADORES DE IMPACTO DE LA CONSERVACIÓN	47
PARTE 1: ELABORACIÓN DE UN CONTRAFCTUAL PARA ESTIMAR EL LEGADO DE CONSERVACIÓN.....	47
PARTE 2: DESARROLLO DE ESCENARIOS PARA ESTIMAR LA DEPENDENCIA DE LA CONSERVACIÓN Y LA GANANCIA DE CONSERVACIÓN.....	50
PARTE 3: ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL DE RECUPERACIÓN.....	55

APÉNDICE 2. CUESTIONES QUE DEBEN TENER EN CUENTA LOS REVISORES EXTERNOS	57
--	-----------

1. Introducción

La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN desempeña un papel fundamental en la documentación y vigilancia del estado de la biodiversidad y es el respetado repositorio mundial de referencia con información científicamente precisa sobre las especies. La Lista Roja mide el riesgo de extinción de las especies y documenta el cambio (tanto el deterioro como la mejora) del riesgo de extinción a lo largo del tiempo. Sin embargo, aunque una auténtica reducción del riesgo de extinción debería celebrarse como un éxito de conservación, es posible que sea solo un primer paso hacia la consecución de objetivos de conservación más amplios, más allá del de evitar las extinciones. Por lo tanto, cabe esperar que el Estado Verde de las Especies satisfaga la necesidad de documentar todas las dimensiones del éxito de conservación de las especies, e incentivar las acciones de conservación encaminadas a la recuperación de las especies y a la prevención de disminuciones futuras.

El concepto principal en el que se fundamenta el Estado Verde de las Especies, el de la conservación que va más allá del hecho de evitar la extinción, lleva presente en diferentes contextos desde hace tiempo (p. ej., Soulé et al. 2003). En Sanderson (2006) este concepto se expresa como que "los animales actúen como animales, no solo que persistan", y se afirma que la sostenibilidad demográfica (es decir, la viabilidad a largo plazo) "se debería considerar solo como un umbral requerido, un nivel necesario, pero no suficiente". Del mismo modo, en Redford et al. (2011) se afirma que la conservación de las especies no debe limitarse a evitar la extinción ("la conservación en la puerta de la sala de emergencias"), sino que debe tener una visión optimista en la que las especies solo se consideren plenamente conservadas cuando se encuentren en poblaciones replicadas dentro de cada entorno ecológico, y sean resilientes en toda su área de distribución.

Dentro de la UICN, este concepto fue promovido durante el Congreso Mundial de la Naturaleza de 2012 mediante la [resolución WCC-2012-RES-41](#) "Desarrollo de criterios objetivos para la creación de una Lista Verde de especies, ecosistemas y áreas protegidas" que "Solicita a la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE)... que lleve a cabo las consultas científicas internacionales necesarias para desarrollar unos criterios objetivos, transparentes y reproducibles para la elaboración de Listas Verdes que evalúen de forma sistemática el éxito en la conservación de las especies", y "Solicita a la CSE... que informe al próximo Congreso Mundial de la Naturaleza de la UICN sobre los progresos alcanzados".

Para ello, la CSE realizó una serie de consultas y talleres entre 2014 y 2020. En 2016, se formó, bajo los auspicios del Comité de la Lista Roja, un Grupo de Trabajo con el fin de avanzar en la elaboración de una Lista Verde de Especies. En 2018, el Grupo de Trabajo publicó un marco para medir la recuperación de especies y evaluar el impacto de la conservación (Akçakaya et al. 2018), con el que se propuso una definición de especie totalmente recuperada sobre la base de la viabilidad, la funcionalidad y la representación; y se definieron cuatro indicadores de impacto de la conservación con el fin de cuantificar la importancia de la conservación para una especie.

El marco propuesto fue probado por más de 200 evaluadores que lo aplicaron a 181 especies. En marzo-mayo de 2020, se llevó a cabo una consulta en línea en toda la UICN. A partir de los resultados de las pruebas y de los comentarios recibidos en dicha consulta, se perfeccionó el marco y se cambió el nombre por el de Estado Verde de las Especies de la UICN, con el fin de evitar la confusión común de que el protocolo solo recoge las especies recuperadas con éxito.

Este documento acompaña al *Estado Verde de las Especies de la UICN: un estándar mundial para medir la recuperación de especies y evaluar el impacto de la conservación v. 2.0* ("el Estándar"). Akçakaya et al. (2018) se considera la versión 1.0 del Estándar; la versión 2.0, que fue aprobada por el Consejo de la UICN, refleja los cambios realizados en respuesta a las pruebas y consultas que tuvieron lugar entre 2018 y 2020.

El objetivo de este documento es proporcionar una guía para el uso del Estándar y dar una explicación más detallada de la base científica y técnica de los indicadores de impacto de la conservación. Aunque el Estándar es un documento fijo (salvo cambios metodológicos importantes), con el fin de asegurar un nivel adecuado de coherencia entre las evaluaciones, se actualizará de forma periódica. Esto es necesario porque el método del Estado Verde de las Especies experimentará indudablemente mejoras a medida que se aplique ampliamente y surjan nuevas cuestiones; de hecho, desde la publicación del Estándar v. 1.0, varios temas se han convertido en el centro de una investigación activa y de publicaciones en la comunidad académica. Todas las actualizaciones se reflejarán en nuevas versiones de este documento *Antecedentes y Directrices*.

Además de este documento y del Estándar, los evaluadores deben consultar las últimas versiones de los documentos siguientes:

- (i) *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN* (UICN 2012a);
- (ii) *Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN* (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN 2019);
- (iii) *Directrices para el Uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a Nivel Regional y Nacional* (UICN 2012b).

2. Propósito del Estado Verde de las Especies de la UICN

El Estado Verde de las Especies de la UICN tiene cinco objetivos principales:

- (i) Proporcionar un marco normalizado para medir la recuperación de las especies;
- (ii) Reconocer los logros en materia de conservación;
- (iii) Destacar las especies cuyo estado de conservación actual depende de la continuación de las acciones de conservación;
- (iv) Pronosticar el impacto previsto en la conservación de las acciones de conservación planificadas; y
- (v) Elevar los niveles de ambición para la recuperación de especies a largo plazo.

Estos objetivos están representados por una Puntuación de Recuperación de la Especie, así como por cuatro indicadores de impacto de la conservación (véase la figura 1). La

Puntuación de Recuperación de la Especie mide el grado de recuperación de una especie basándose en los conceptos de viabilidad, funcionalidad y representación. Los cuatro indicadores de impacto de la conservación se cuantifican como diferencias entre el grado de recuperación de la especie (que se mide como la Puntuación Verde, según se define en la sección 4.3) en diferentes etapas temporales o bajo diferentes escenarios:

- El **Legado de conservación** mide el impacto de las acciones de conservación que se han llevado a cabo hasta la fecha. Es la diferencia entre la Puntuación Verde Actual y lo que habría sido el valor de dicha puntuación si no hubiera habido acciones de conservación (es decir, un escenario contrafactual de un pasado sin conservación).
- La **Dependencia de la conservación** mide el impacto de la conservación en curso en el futuro a corto plazo (10 años), centrándose en el deterioro previsto del estado de la especie en el caso de que se suspendieran todas las acciones de conservación. Es la diferencia entre la Puntuación Verde de Referencia actual y la Puntuación Verde en un escenario de Futuro sin conservación.
- La **Ganancia de conservación** mide el impacto de la conservación en curso y planificada en el futuro a corto plazo (10 años), centrándose en la mejora prevista del estado de la especie como resultado de las acciones de conservación actuales y planificadas. Es la diferencia entre la Puntuación Verde de Referencia actual y la Puntuación Verde en un escenario de Futuro con conservación.
- El **Potencial de recuperación** cuantifica las aspiraciones o la ambición en materia de conservación, midiendo la máxima mejora plausible del estado de la especie con esfuerzos de conservación sostenidos e innovación en materia de conservación a largo plazo. Es la diferencia entre la Puntuación Verde Actual y la Puntuación Verde potencial a largo plazo.

Estos indicadores se analizan con más detalle en secciones posteriores del presente documento.

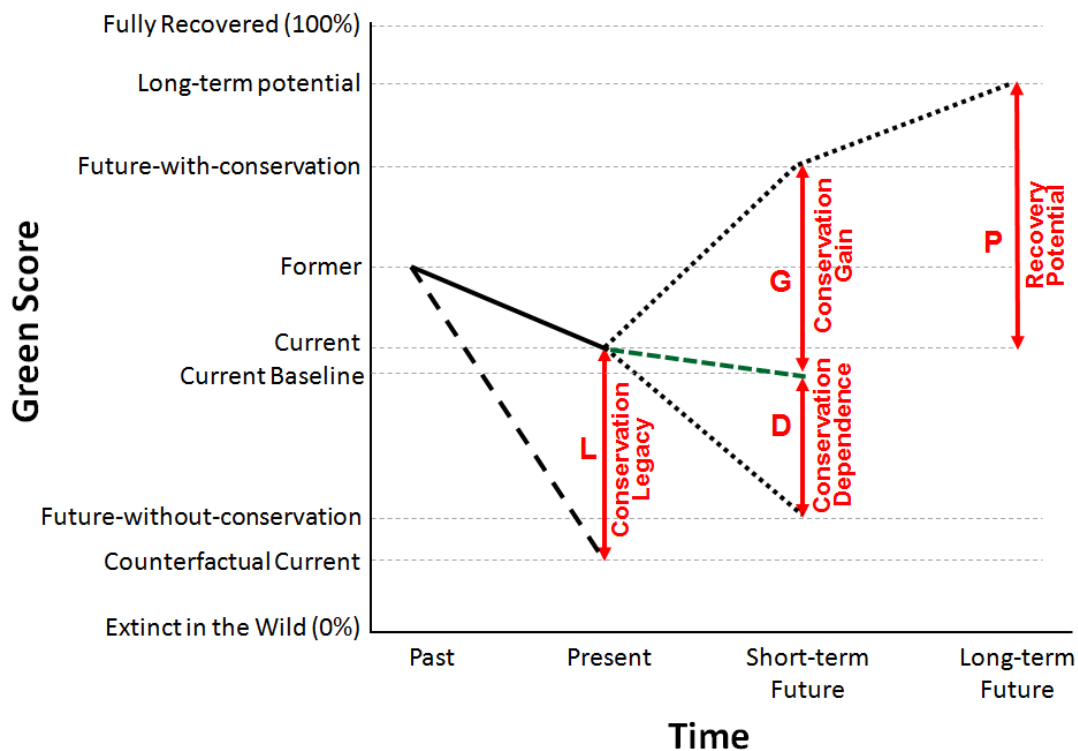


Figura 1. Representación gráfica de los indicadores de impacto de la conservación como diferencias en el grado de recuperación de la especie (porcentaje de Totalmente recuperada, medido como Puntuación Verde; ecuación 1).

Línea negra continua: cambio observado en la Puntuación Verde de la especie.

Línea negra discontinua: (contrafactual) cambio pasado previsto en ausencia de esfuerzos de conservación pasados.

Línea verde discontinua: (referencia dinámica) escenario futuro de cambio previsto bajo las condiciones y acciones de conservación actuales.

Líneas negras punteadas: escenarios futuros de cambio previstos con y sin los esfuerzos de conservación actuales y futuros.

Las flechas verticales representan los indicadores de impacto de la conservación:

Legado de conservación: beneficios de la conservación actual y pasada (Actual - Actual contrafactual);

Dependencia de la conservación: cambio previsto en el futuro a corto plazo en ausencia de la conservación en curso (Referencia actual - Futuro sin conservación);

Ganancia de conservación: mejora prevista en el futuro a corto plazo con la conservación en curso y planificada (Futuro-con-conservación - Referencia actual);

Potencial de recuperación: posible mejora con la conservación a largo plazo (Potencial a largo plazo - Actual).

3. Definición de recuperación

Los cuatro indicadores de impacto de la conservación analizados en la sección anterior (y representados por las flechas rojas en la figura 1) son fundamentales para el Estado Verde de las Especies, y se calculan como diferencias en el grado de recuperación de las especies bajo diferentes escenarios y supuestos. El grado de recuperación se mide con la Puntuación Verde (el eje vertical de la figura 1), y se define en referencia al estado de Totalmente recuperada (es decir, como porcentaje de este). El valor de la Puntuación Verde que se calcula a partir de la información sobre el estado *real* de la especie (es decir, basado en el estado observado, estimado, inferido o sospechado de la especie) en el momento de la evaluación, se denomina Puntuación de Recuperación de la Especie. La Puntuación de Recuperación de la Especie, que se calcula en diferentes momentos, puede utilizarse para hacer un seguimiento de las tendencias de recuperación de las especies.

Al revisar los esfuerzos anteriores para definir la recuperación y las condiciones correspondientes a un estado de recuperación y conservación total de una especie (por ejemplo, Sanderson 2006; Goble 2009; Redford et al. 2011; Hutchings et al. 2012; Westwood et al. 2014), en Akçakaya et al. (2018) se identificaron tres dimensiones en el ámbito de la recuperación: viabilidad, funcionalidad y representación. La viabilidad (o los conceptos relacionados de persistencia, resiliencia y riesgo de extinción bajo) es el primer requisito esencial, aunque no suficiente, para reconocer la recuperación de una especie. El segundo requisito para considerar que una especie está totalmente recuperada es que muestre toda la gama de sus interacciones ecológicas, funciones y otros papeles en el ecosistema. El tercer requisito es que aparezca en un conjunto representativo de ecosistemas y comunidades en toda su área de distribución nativa. Según estos requisitos, una especie se considera "totalmente recuperada" si es viable y ecológicamente funcional en cada parte de su área de distribución. Los términos subrayados se definen en la siguiente sección.

Es importante señalar que esta definición de "totalmente recuperada" se aplica no solo a las especies que han disminuido previamente, sino también a las que no han disminuido, porque define las condiciones que deben cumplirse para que una especie alcance la máxima Puntuación Verde (100%). Sin embargo, las especies que no se han beneficiado de la conservación (pero que se ajustan a la definición de totalmente recuperadas) se clasifican como "No mermadas" en lugar de "Totalmente recuperadas". Aunque el concepto de "totalmente recuperada" representa un objetivo de conservación estándar para todas las especies, cabe la posibilidad de que muchas de ellas no puedan alcanzar una funcionalidad plena en su área de distribución autóctona, por ejemplo, si parte de su antigua área de distribución se ha perdido de forma irreversible a causa de los usos humanos.

También es importante señalar que la definición de "totalmente recuperada" no corresponde necesariamente a un estado "prístino" u "óptimo" (sea cual sea su definición), ni a ningún estado concreto en el que se encontrara la especie antes del impacto humano. La recuperación total (es decir, la puntuación del 100%) puede lograrse solo si todas las

partes del área de distribución (unidades espaciales; véase la sección 4.2) se evalúan como funcionales, sobre la base de las definiciones y orientaciones que se ofrecen aquí.

4. Componentes de la recuperación

4.1. *Área de distribución*

A efectos de una evaluación del Estado Verde, el área de distribución de la especie es la extensión total (es decir, la unión o superposición) del **área de distribución autóctona** y cualquier **área de distribución adicional prevista**. Sin embargo, las Puntuaciones Verdes Actual y Contrafactual se basan únicamente en la información del área de distribución autóctona, mientras que las puntuaciones futuras pueden basarse en la información tanto del área de distribución autóctona como del área de distribución adicional prevista.

Cabe señalar que, tal y como se define aquí, el área de distribución es ligeramente diferente a la forma en que se define el área de distribución en UICN (2016) o en la forma en que se utiliza para apoyar el proceso de evaluación de la Lista Roja. Mientras que el "área de distribución autóctona" es directamente equivalente al "área de distribución" según la definición establecida en UICN (2016) y su uso a efectos de la Lista Roja (véase también Brooks et al. 2019), el "área de distribución adicional prevista" es un componente novedoso en el proceso de evaluación del Estado Verde. Cabe destacar además que el área de distribución, y de hecho el área de distribución autóctona, difieren desde el punto de vista conceptual del Área de ocupación (AOO) y de la Extensión de presencia (EOO), que son los indicadores espaciales utilizados para la evaluación del riesgo de extinción (UICN 2013b, Brooks et al. 2019).

El nivel de ambición que representa el estado de recuperación total viene determinado por dos aspectos relativos al área de distribución: 1) la distancia que hay que recorrer hacia el pasado para evaluar el área de distribución autóctona de una especie, y 2) la distancia que hay que recorrer hacia el futuro para evaluar el área de distribución adicional prevista. Las fechas que se elijan para la evaluación determinan la extensión y el tamaño del área de distribución respecto de la cual se mide la recuperación total. Para incentivar la realización de acciones de conservación ambiciosas, reconociendo al mismo tiempo las limitaciones de la incertidumbre y la viabilidad, se ofrece la orientación siguiente en cuanto a la selección de estas fechas.

El área de distribución autóctona debe evaluarse en una fecha lo suficientemente lejana en el pasado como para evitar que se modifiquen las referencias y para que se puedan reconocer las contracciones del área de distribución debidas al impacto humano. El espíritu de todo esto se recoge en la sugerencia que aparece en Sanderson (2019) según la cual la fecha debería establecerse en "una época anterior a que los seres humanos fueran el elemento más importante en la limitación de la distribución de las especies". Sin embargo, es probable que cuanto más alejada sea la fecha elegida, menor será la información disponible sobre la distribución de las especies. Teniendo esto en cuenta, la fecha recomendada por defecto para determinar el área de distribución autóctona es el año 1750 de nuestra era. Esta fecha se considera el inicio aproximado de la era industrial, un periodo

en el que el impacto humano se intensificó en general. Si no se indica de forma explícita lo contrario, se asumirá que el área de distribución autóctona se evaluó en el año 1750 de nuestra era.

Sin embargo, por lo que respecta a muchas regiones y especies puede que exista una fecha anterior o posterior a dicho año que represente mejor un punto de inflexión antropogénico en términos de biodiversidad (Sanderson 2019; Stephenson et al. 2019). Por lo tanto, la fecha por defecto puede ser modificada, pero debe estar comprendida entre los años 1500 y 1950 de nuestra era. El año 1500 de nuestra era se utiliza como fecha límite para la inclusión de especies extintas (EX) en la Lista Roja (es decir, las especies que se extinguieron antes de esta fecha no se evalúan utilizando la Lista Roja), y, en aras de la coherencia, la evaluación del Estado Verde así lo refleja. El año 1950 de nuestra era se utiliza en las evaluaciones del Estado Verde como el momento en el que se tienen en cuenta las acciones de conservación pasadas, y representa el inicio aproximado de la conservación moderna de la biodiversidad. No se pueden utilizar fechas fuera de este intervalo porque, aunque existan datos históricos sobre los impactos humanos y las distribuciones de las especies antes del año 1500 de nuestra era (véase Klein Goldewijk et al., 2011; Grace et al., 2019), estos son muy escasos; por el contrario, en 1950 una gran proporción del mundo ya había sido impactada por las actividades humanas.

Si se sospecha que la fecha por defecto de 1750 no es la más adecuada, la elección de una fecha alternativa entre los años 1500 y 1950 deberá guiarse por los siguientes principios:

i) Aunque es posible que haya excepciones, por regla general las especies que se encuentran en la misma región geográfica y que sufren amenazas similares deberían tener fechas de referencia similares para determinar el área de distribución autóctona. Esto permite comparar las evaluaciones de diferentes especies dentro de la misma región geográfica. Por lo tanto, los evaluadores deben tener en cuenta las fechas utilizadas en anteriores evaluaciones del Estado Verde y, en la medida de lo posible, utilizar la misma fecha para todas las especies que evalúen dentro de una región determinada (a menos que haya un argumento de peso que indique que otra fecha es apropiada - véase más adelante).

ii) Los cambios en la densidad de la población humana pueden indicar fechas apropiadas para toda la región. Estos cambios pueden inferirse —por ejemplo, se considera que el año 1500 de nuestra era marca el inicio aproximado de la expansión europea por todo el mundo (MacPhee y Flemming, 1999), una actividad que cambió y/o intensificó los impactos humanos en muchas regiones del mundo— o basarse en datos. Utilizando los datos basados en modelos de Klein Goldewijk et al. (2011), se identificaron cambios significativos en la densidad de población, que sugieren que puede ser necesario utilizar fechas no predeterminadas, para las siguientes regiones:

- Se recomienda utilizar el año 1500 para Europa Occidental y Central, México, Turquía, Asia Meridional, China, el Japón y Corea, debido a su alta densidad de población en comparación con otras regiones con anterioridad al año 1500.

- Puede que sea más pertinente utilizar fechas posteriores al año 1800 para algunas partes de África y el Sudeste Asiático, ya que hasta entonces no se observaron grandes aumentos de la densidad de población en los datos basados en modelos.

iii) Aunque las fechas de toda la región inferidas mediante el proceso anterior o similares son totalmente aceptables, se anima a los evaluadores a que utilicen pruebas locales y/o específicas de las especies (tanto de historiadores como de biólogos) para justificar la modificación de la fecha por defecto.

iv) En el caso de las especies que se encuentran en islas, debe buscarse de forma proactiva el conocimiento histórico de la población humana local y su impacto sobre las especies, así como cualquier dato sobre las especies invasoras y sus impactos, a fin de contribuir a la elección de una fecha de referencia local adecuada.

v) En el caso de las especies que se encuentran en varias regiones, cuando las distintas regiones tengan fechas de referencia diferentes, se utilizará la fecha de referencia más antigua.

Algunas áreas de la distribución actual de una especie pueden incluir subpoblaciones formadas por introducciones o translocaciones para fines de conservación (UICN 2013a). Estas áreas se incluyen en el área de distribución autóctona si se cumplen ciertas condiciones (véase la versión actual de las Directrices de la Lista Roja [Comité de Estándares y Peticiones de la UICN 2019], sección 2.1.3).

Es posible que algunas zonas del área de distribución autóctona, tal y como se ha definido anteriormente, se vuelvan inadecuadas (y potencialmente deshabitadas) debido al cambio climático o a cambios en la cobertura terrestre. Estas zonas no quedan excluidas del área de distribución autóctona. La inclusión de estas zonas es necesaria para evitar el cambio de puntos de referencia; la erosión progresiva de los objetivos del área de distribución que enmascara el déficit de una especie con respecto a un estado totalmente recuperado.

Las áreas de distribución de muchas especies están cambiando, o se espera que cambien, en respuesta a los cambios ambientales (en particular el cambio climático). Estos cambios pueden dar lugar a la expansión de especies en áreas que posiblemente deban ser tenidas en cuenta en futuros esfuerzos de conservación; por lo tanto, para predecir el estado futuro, en las evaluaciones del Estado Verde se deberán tener en cuenta estas áreas potencialmente adecuadas. El área de distribución adicional prevista se compone de zonas que no forman parte del área de distribución autóctona de la especie, pero que se prevé que sean adecuadas para la especie y que es muy probable que la ocupen en el futuro.

Debido a los horizontes temporales que se suelen utilizar para proyectar los cambios en el área de distribución debidos al cambio climático, el área de distribución adicional prevista se utilizaría normalmente solo para previsiones futuras a largo plazo (es decir, para calcular el Potencial de recuperación). A menos que algunas unidades espaciales dentro del área de distribución adicional prevista puedan ser ocupadas, o se conviertan en el centro de los esfuerzos de conservación, en los próximos 10 años, no será necesario que en los

escenarios futuros a corto plazo (para calcular la Dependencia de la conservación y la Ganancia de conservación) se deba considerar el área de distribución adicional prevista.

Los métodos para estimar el área de distribución adicional prevista de una especie como consecuencia del cambio climático deben seguir las Directrices de la Lista Roja para incorporar el cambio climático en las evaluaciones (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN 2019, sección 12). Para que el área de distribución futura adecuada se incluya en el área de distribución adicional prevista, debe existir una alta probabilidad (>80%) de que sea ocupada por la especie. En la mayoría de los casos, esto significará incluir únicamente zonas "geográficamente cercanas" (según las Directrices de la Lista Roja, sección 2.1.3 b)) al área de distribución autóctona. Sin embargo, si se prevé o es probable que se produzca una translocación para fines de conservación (tal y como se ha definido anteriormente) en una zona adecuada, incluso si esta última no está geográficamente cerca del área de distribución autóctona, se considerará que forma parte del área de distribución adicional prevista.

En raras ocasiones, el área de distribución adicional prevista de una especie introducirá una nueva "parte del área de distribución" (unidad espacial, apartado 4.2), que se incluirá en el denominador de la ecuación 1 cuando se calculen las Puntuaciones Verdes para futuros escenarios. Sin embargo, se trata de un caso poco frecuente; por ejemplo, si las unidades espaciales se definen en función de las subpoblaciones, y simplemente se prevén cambios en el área de distribución de estas últimas, no se crearán nuevas unidades espaciales. Es más probable que se establezcan nuevas unidades espaciales adicionales en los casos de translocaciones para fines de conservación. Sin embargo, aunque no se creen nuevas unidades espaciales, se deberá cartografiar el área de distribución adicional prevista.

La delineación (dibujo) de los límites del área de distribución no debe basarse necesariamente en la AOO o la EOO, ni en los métodos de cálculo de estas mediciones espaciales (cuadrículas o polígonos convexos mínimos). En lugar de ello, el área de distribución de una especie debe delinearse sobre la base de los límites de las "partes del área de distribución", tal como se define en la siguiente sección. En la publicación de 2019 del Grupo de Trabajo Técnico sobre la Lista Roja de la UICN se proporcionan directrices detalladas para compilar el "área de distribución autóctona".

4.2. Partes del área de distribución

Para que una especie se considere totalmente recuperada, debe estar presente en un conjunto representativo de ecosistemas y comunidades en toda su área de distribución. Una forma práctica de evaluar esto es determinando el estado de la especie en cada una de las diversas subdivisiones o unidades espaciales, lo que hace que su definición y delimitación sea una parte clave de la evaluación del Estado Verde.

A la hora de elegir cómo (y si) subdividir el área de distribución de una especie en unidades espaciales, el evaluador deberá tener en cuenta las razones fundamentales por las que se utilizan unidades espaciales en el proceso de evaluación del Estado Verde: captar la variación e incentivar la recuperación en todas las partes del área de distribución, con

representación en los diferentes sistemas en los que la especie ha estado presente históricamente. Teniendo en cuenta estas razones, se elaboraron los siguientes principios rectores:

1) Las unidades espaciales deben definir zonas de importancia similar para la conservación de la especie, independientemente de su tamaño relativo. Una zona puede ser pequeña en comparación con el área de distribución de la especie o en comparación con otras unidades espaciales, pero puede identificarse como una unidad espacial independiente si, por ejemplo, representa un entorno ecológico único, sustenta una población genéticamente distinta o representa una oportunidad especial de conservación. La distribución de una especie dentro de una unidad espacial no tiene por qué ser contigua.

2) Los evaluadores deben tener en cuenta el área de distribución autóctona de la especie a la hora de delimitar las unidades espaciales. Por ejemplo, no se recomienda definir cada fragmento de la distribución actual de la especie como una unidad espacial independiente. Puede tener más sentido situar un conjunto de fragmentos actuales, que representaban a una única población antes de que se produjeran los importantes impactos humanos, dentro de los límites de una única unidad espacial. Esto es relevante especialmente, aunque no de forma exclusiva, si el objetivo de conservación es aumentar la conectividad entre estos fragmentos. Sin embargo, no es necesario que todas las unidades espaciales reflejen con exactitud la distribución de la especie en el pasado. Dado que una evaluación del Estado Verde es un ejercicio de previsión destinado a incentivar la recuperación futura, se pueden delimitar unidades espaciales que representen divisiones útiles o prácticas para la conservación actual y futura de la especie.

3) Dado que las unidades espaciales pretenden captar y representar la variación, no siempre es necesario dividir el área de distribución de la especie en múltiples unidades espaciales a efectos de una evaluación del Estado Verde. En el caso de las especies con áreas de distribución naturalmente pequeñas o restringidas, las especies que siempre han existido en un tipo de ecosistema muy específico, las especies cuyas funciones son similares en los diferentes entornos ecológicos en los que existen, u otros casos similares desde el punto de vista conceptual, la evaluación del Estado Verde puede realizarse utilizando solo una unidad espacial (por ejemplo, el área de distribución mundial de la especie). En algunos casos, conviene definir solo dos unidades espaciales (por ejemplo, una para el área de distribución de la especie existente y otra para el área de distribución de la especie extirpada). No obstante, en el caso de muchas especies, serán necesarias tres o más unidades espaciales para representar la variedad de condiciones y contextos ecológicos en los que la especie en cuestión está o ha estado presente.

Las siguientes categorías representan diferentes métodos para dividir el área de distribución en unidades espaciales, y se presentan de la más a la menos recomendada:

- **Subpoblaciones y otras subdivisiones biológicas específicas de las especies:** a efectos del Estado Verde, los enfoques más pertinentes son las subdivisiones específicas de las especies basadas en su biología. Estas incluyen subpoblaciones (tal y como se definen en las Directrices de la Lista Roja [Comité de Estándares y

Peticiones de la UICN 2019]], así como subespecies, poblaciones, unidades genéticas, rutas migratorias, unidades evolutivamente significativas y segmentos poblacionales diferenciados. Todos ellos son, desde el punto de vista conceptual, similares a la subpoblación, en el sentido de que se basan en la biología de la especie concreta. Las poblaciones pueden ser unidades de evaluación adecuadas para los peces y otras especies acuáticas móviles. En el caso de algunos taxones, la identificación de las unidades de población genética ya es un componente de la gestión de las especies (por ejemplo, los cetáceos). Las rutas migratorias pueden ser unidades apropiadas para las especies voladoras que migran a lo largo de rutas diferenciadas y conocidas, por ejemplo, muchas aves acuáticas y marinas migratorias, pero no son apropiadas para las especies cuyas migraciones siguen frentes amplios o con otros patrones, por ejemplo, muchas passeriformes y otras aves terrestres.

- **Características ecológicas:** aunque no son específicas para cada especie, las divisiones basadas en ecorregiones, tipos de hábitat o ecosistemas se pueden utilizar para definir unidades espaciales, ya que captan los diferentes "entornos ecológicos" en los que existe (o ha existido) una especie. Las divisiones existentes de las regiones terrestres y acuáticas que utilizan características ecológicas, que se pueden utilizar como unidades espaciales, incluyen:
 - Tipos de hábitat, tal y como se documentan en el [Sistema de Clasificación de Hábitats de la Lista Roja de la UICN](#);
 - Ecorregiones terrestres del mundo (TEOW, por sus siglas en inglés), basadas en [Olson et al. 2001](#) o [Dinerstein et al. 2017](#);
 - Ecorregiones marinas del mundo ([MEOW](#), por sus siglas en inglés), basadas en [Spalding et al. 2007](#);
 - Ecorregiones de agua dulce del mundo ([FEOW](#), por sus siglas en inglés), basadas en [Abell et al. 2008](#).

Si el número de unidades basadas en criterios ecológicos dentro del área de distribución de la especie es demasiado elevado para permitir una evaluación viable, se pueden combinar ecorregiones/tipos de hábitat/ecosistemas similares para reducir el número de unidades espaciales.

- **Características geológicas:** las cuencas hidrográficas, las cadenas montañosas, las islas, los lagos y otras características geológicas o geográficas se pueden considerar indicadores de las subpoblaciones y, por tanto, se pueden utilizar para delimitar las unidades espaciales.
- **Localidades:** las áreas de procesos de amenaza similares (definidas como "localidad" en las Directrices de la Lista Roja) se pueden utilizar para definir unidades espaciales. En algunos casos, los países, estados, provincias y otras unidades políticas/administrativas (o grupos de ellas) podrían constituir indicadores adecuados para delimitar las localidades, basándose en procesos de amenaza específicos y generalizados dentro de sus fronteras.
- **Celdas de cuadrícula:** aunque las celdas de cuadrícula no son la opción preferida (porque no son una unidad biológicamente derivada), este método puede ser útil en ciertos casos, por ejemplo, para especies que han sido extirpadas de la mayor parte

de su área de distribución autóctona. En estos casos, el uso de celdas de cuadrícula representará de forma realista la extensión de la pérdida del área de distribución que se ha producido desde la fecha de referencia del área de distribución autóctona, mientras que otros métodos que generan menos unidades espaciales, como las ecorregiones o las localidades, podrían ocultar esta pérdida. Aunque con este método se puede llegar a generar un gran número de unidades espaciales, en la práctica puede que haya muy pocas unidades en las que el restablecimiento de las especies sea probable o posible, por lo que el trabajo adicional necesario para evaluar todas las unidades espaciales es mínimo.

Las unidades espaciales también se pueden delimitar basándose en una combinación de dos de estos métodos propuestos que actúen como "niveles"; por ejemplo, identificando las subespecies para luego volverlas a dividir según las diferentes ecorregiones ocupadas por cada subespecie para crear el conjunto final de unidades espaciales. En algunos casos, esta división más detallada hará que las evaluaciones sean más significativas, por lo que los evaluadores deben ser conscientes de que no tienen que elegir un solo método de la lista anterior.

En la práctica, ninguna definición de unidades espaciales será aplicable a todas las especies, dadas las enormes diferencias en el tamaño de sus áreas de distribución (desde las estrechamente endémicas hasta las de alcance mundial) y en sus ecologías. Las unidades espaciales deben ser apropiadas para la especie concreta que se está evaluando y su evaluación debe ser factible. Las subdivisiones a escala más detallada (por lo tanto, un mayor número de unidades espaciales) significarán que un mayor número de poblaciones de unidades espaciales deben ser funcionales para que una especie se considere totalmente recuperada. En la práctica, la evaluación se vuelve más compleja y exige más tiempo cuantas más unidades espaciales haya, lo que podría constituir un factor limitante. Sin embargo, el hecho de que se identifiquen demasiadas unidades espaciales también conlleva problemas; por ejemplo, si la superficie de una unidad espacial es demasiado grande en relación con el área de distribución de la especie, o combina partes únicas e importantes del área de distribución en una sola unidad, la evaluación resultante no reflejará la intención de evaluar el potencial de recuperación en toda el área de distribución de la especie y podría presentar una evaluación falsamente optimista del estado de recuperación. Por lo tanto, siempre que sea posible, la delimitación de las unidades espaciales debe ser llevada a cabo por un grupo de expertos y partes interesadas, especialmente en el caso de las especies con una amplia área de distribución. Una vez que se ha completado una evaluación del Estado Verde para una especie, si se decide en futuras reevaluaciones que es necesario delinear las unidades espaciales de una manera diferente, todas las evaluaciones que se hayan publicado previamente tendrán que ser reevaluadas de manera retrospectiva empleando las nuevas unidades.

Por regla general, se recomienda utilizar el mismo método para subdividir las áreas de distribución de especies estrechamente relacionadas con tipos de distribución e historias naturales similares, aunque puede que esto no sea posible en todos los casos.

4.3. *Estado en cada unidad espacial*

La población de cada unidad espacial debe evaluarse como uno de los cuatro estados ordinales: Ausente, Presente, Viable y Funcional. Estos estados se definen y analizan en el Estándar.

Las ponderaciones asociadas a cada estado se utilizan para calcular la Puntuación Verde. Existen dos conjuntos de ponderaciones (cuadro 1). Para la mayoría de las evaluaciones se recomienda el uso de las ponderaciones por defecto. No obstante, los evaluadores pueden optar por utilizar las ponderaciones opcionales de alta resolución, que requieren una evaluación más detallada del estado en cada unidad espacial, por ejemplo, identificando la categoría de la Lista Roja que se asignaría a la población de la unidad espacial. Las ponderaciones de alta resolución permiten un cálculo más preciso de los indicadores de impacto de la conservación y, por tanto, pueden ser preferibles para las especies con una o pocas unidades espaciales. Para estas especies, la utilización de las ponderaciones por defecto puede dar lugar a una evaluación deficiente. Consideremos, por ejemplo, una especie con una sola unidad espacial, en la que la categoría actual de la Lista Roja es CR, y la categoría de la Lista Roja correspondiente a Futuro con Conservación es VU. Con las ponderaciones por defecto, ambas se puntuarían como Presente (ponderación=3); como resultado, la Ganancia de conservación sería del 0%, aunque se espera que la conservación futura suponga una diferencia importante en el estado de la especie. Utilizando las ponderaciones opcionales de alta resolución, la Ganancia de conservación sería del 20%.

Cuadro 1. Ponderaciones por defecto y (opcionales) de alta resolución para cada estado en una unidad espacial.

Estado (por defecto)	Ponderación por defecto	Estado de alta resolución (opcional, p. ej., en el caso de una o varias unidades espaciales)	Ponderación de alta resolución (opcional)
Ausente	0	Ausente	0
Presente	3	Presente-CR	1,5
		Presente-EN	2,5
		Presente-VU	3,5
		Presente-NT con disminución cont.	4,5
Viable	6	Viable-NT sin disminución cont.	5,5
		Viable-LC	6,5
Funcional	9	Funcional en <40% de unidad espacial	8
		Funcional en 40-70% de unidad espacial	9
		Funcional en >70% de unidad espacial	10

Las ponderaciones se fijan de forma que la media de las ponderaciones de alta resolución en cada estado sea igual a la ponderación por defecto, de manera que, de media, la Puntuación Verde sea la misma con las ponderaciones por defecto o con las opcionales.

Aunque los evaluadores pueden elegir las ponderaciones por defecto o las opcionales, para una especie determinada se deberá utilizar el mismo conjunto de ponderaciones para todas las unidades espaciales y todas las Puntuaciones Verdes (pasada, actual, futuro a corto plazo, futuro a largo plazo).

La Puntuación Verde (G) de la especie se obtiene, a partir de los estados en todas las unidades espaciales, con la ecuación (Ecuación 1):

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

donde s corresponde a cada unidad espacial, W_s representa la ponderación del estado en la unidad espacial (del cuadro 1), W_F es la ponderación máxima posible (es decir, 9 con ponderaciones por defecto y 10 con ponderaciones de alta resolución), y N es el número de unidades espaciales. El denominador corresponde a la máxima puntuación posible que se alcanza cuando todas las unidades espaciales se evalúan como Funcionales. Por lo tanto, la Puntuación Verde se calcula como un porcentaje de la categoría Totalmente recuperada. En el caso de las puntuaciones Actual y Actual contrafactual, el denominador se basa únicamente en el número de unidades espaciales en el área de distribución autóctona (sin incluir las resultantes de cualquier área de distribución adicional prevista).

Desde un punto de vista conceptual, los cuatro estados posibles se consideran mutuamente excluyentes: cada unidad espacial se clasifica como un solo estado. Sin embargo, debido a la incertidumbre, cada unidad espacial podría tener múltiples estados plausibles. En algunos casos, la incertidumbre sobre el estado de las especies en cada unidad espacial puede ser considerable. Es importante que esta incertidumbre se plasme de forma transparente y completa en el proceso de evaluación. En la sección 9 se ofrecen directrices detalladas sobre la incorporación de la incertidumbre.

Algunos estados también se consideran anidados, como en la Lista Roja, en la que una especie que se clasifica como EN también se clasifica como VU por definición, pero solo se incluye como EN. Una unidad espacial evaluada como Viable también está Presente por definición (pero no se clasifica como tal). Una unidad espacial evaluada como Funcional también se considera Viable y Presente por definición (pero no se clasifica como tal). Sin embargo, los evaluadores pueden encontrarse con unidades espaciales que se ajusten a la definición de Funcional pero no a la de Viable. Para más información sobre esta situación, véanse las secciones 4.4 y 4.6.

4.4. **Viabilidad**

La viabilidad de la población en una unidad espacial se define en función de la categoría de la Lista Roja de la población en esa unidad espacial. Si el área de distribución de la especie se divide en dos o más unidades espaciales, se deberán utilizar las Directrices Regionales (2012b). Las directrices de aplicación regional de la Lista Roja de la UICN tienen en cuenta la posibilidad del efecto de rescate, que es el proceso por el cual la inmigración de propágulos da lugar a un menor riesgo de extinción para la población de interés (en este

caso, para la población de la unidad espacial que se está evaluando). En otras palabras, la inmigración desde otras unidades espaciales tenderá a disminuir el riesgo de extinción dentro de la unidad espacial evaluada. Este efecto se contempla modificando la categoría de la Lista Roja de la unidad espacial. Así, si con los datos de la unidad espacial la evaluación diera como resultado Presente según los criterios de la Lista Roja, la consideración del efecto de rescate podría cambiar esta evaluación a Viable. Siguiendo las Directrices Regionales (UICN 2012b), este tipo de ajuste se basa únicamente en la inmigración de poblaciones silvestres. Las contribuciones de otras poblaciones (por ejemplo, gestionadas de forma intensiva o *ex-situ*) pueden ser en forma de suplementos poblacionales, reintroducciones e introducciones benignas; dichas contribuciones se consideran acciones de conservación y sus efectos se tienen en cuenta en los escenarios contrafactuales y futuros. Si, tras dicho ajuste, la categoría de la Lista Roja es LC, o es NT y la población no disminuye, el estado será Viable. Si la categoría de la Lista Roja es NT y la población está disminuyendo, o si la categoría de la Lista Roja es VU, EN o CR (pero no CR(PE) o CR(PEW)), el estado será Presente. Si la categoría de la Lista Roja es EX, EW, CR(PE) o CR(PEW), el estado será Ausente.

La definición de viabilidad se basa en las categorías de la Lista Roja para maximizar la sinergia entre los dos métodos; sin embargo, dado que los objetivos de una evaluación del Estado Verde son diferentes a los de una evaluación de la Lista Roja, existe un número minoritario de casos en los que esta definición es contraproducente. Si las unidades espaciales son muy pequeñas o la densidad de población es naturalmente baja, es posible que nunca cumplan los criterios de viabilidad definidos en el Estándar. Esto puede ocurrir, aunque la población de la unidad espacial se considere Funcional, como se define en la siguiente sección. Evaluar estas unidades espaciales como no viables puede ser contraproducente, en el caso de que el incumplimiento de los criterios de viabilidad refleje las densidades y la distribución naturales de la especie, en lugar del legado o el efecto actual de los procesos de amenaza. En estos casos, los evaluadores deben considerar los siguientes pasos en secuencia de a-c: a) Leer el análisis de la sección 4.6 sobre la relación entre funcionalidad y viabilidad. b) Reconsiderar la definición de las unidades espaciales, comprobando si cada unidad espacial incluye al menos una subpoblación completa (como se define en las Directrices de la Lista Roja [Comité de Estándares y Peticiones de la UICN 2019]); si no es así, se debe considerar la posibilidad de aumentar el tamaño de las unidades espaciales. c) Reconsiderar cómo se han aplicado las directrices regionales a la unidad espacial. En particular, cabe considerar si la probabilidad de inmigración desde otras unidades espaciales ("efecto rescate") justifica la reducción de una o más categorías de la Lista Roja para alcanzar un estado Viable.

4.5. **Funcionalidad**

Una población ecológicamente funcional tiene la abundancia o densidad, y la estructura demográfica adecuada, que permiten que se produzcan todas sus interacciones, papeles y funciones ecológicas. El concepto de funcionalidad ecológica está estrechamente relacionado con el concepto de extinción ecológica o extinción funcional. Se considera que una población está funcionalmente extinta (o no funcional) si es poco abundante o su

estructura demográfica no es adecuada para cumplir su papel ecológico en la comunidad o el ecosistema (Akçakaya et al. 2020). Aun cuando una población tenga una alta densidad, su estructura demográfica puede ser inadecuada para las funciones objeto de consideración. Por ejemplo, si la cosecha u otra mortalidad causada por el hombre estuviera eliminando todos los individuos de mayor edad o tamaño, y si la función ecológica en cuestión fuera llevada a cabo principalmente por dichos individuos (como los árboles que proporcionan cavidades para la anidación de los animales), la población no sería funcional.

La consideración de la funcionalidad en el contexto de la recuperación de especies no debe interpretarse erróneamente como la priorización de la conservación de las especies en función de su importancia funcional. La funcionalidad se tiene en cuenta en las evaluaciones del Estado Verde con el fin de restaurar una especie a niveles superiores a los requeridos únicamente para su propia viabilidad. Así, la evaluación de la funcionalidad constituye una forma de confiar más en nuestros esfuerzos de conservación, no en las especies (Akçakaya et al. 2020); y no sirve para comparar las especies entre sí. La imposibilidad de identificar las funciones de una especie no impide que se puedan establecer objetivos de recuperación ambiciosos, que pueden basarse en indicadores de la funcionalidad (que se analizan a continuación).

Aunque la funcionalidad ecológica de una población es fundamentalmente una medida continua, a efectos de una evaluación del Estado Verde, la funcionalidad de la población de una unidad espacial se evalúa como una medida binaria (funcional frente a no funcional, con las ponderaciones por defecto) o como una variable categórica con cuatro categorías ordinales (no funcional, <40%, 40-70% y >70%, con las ponderaciones de alta resolución; véase el cuadro 1).

Evaluación de la funcionalidad: el enfoque de confirmación

Un método que se puede utilizar para determinar si una población es funcional es el llamado enfoque de confirmación (Akçakaya et al. 2020), que comienza con una lista de las interacciones de la especie focal con otras, y continúa con la identificación de los procesos ecológicos (como la depredación, la dispersión, la facilitación, etc.) que están involucrados en estas interacciones. Todos los tipos de función que se enumeran a continuación deben tenerse en cuenta a la hora de crear esta lista (véase Akçakaya et al. 2020, cuadro 2 para obtener información adicional sobre estos tipos de función).

- **Interacciones directas** de la especie con una o más especies, que a menudo implican un contacto físico entre las especies, y que ejercen una fuerte influencia en la dinámica de la población de cada una de ellas, lo que incluye, entre otras cosas, la polinización, la dispersión de semillas, la herbivoría y la depredación. En algunos casos de interacciones directas, la relación entre funcionalidad y abundancia es marcadamente no lineal (McConkey y Drake 2006), incluso una función escalonada (Estes et al. 2010), lo que facilita la determinación del punto en el que considerar que la especie focal es funcional. En otros casos, existe una relación más gradual, en la que una mayor abundancia se traduce en una mayor funcionalidad, lo que dificulta la misma determinación. Por ejemplo, aunque una especie no sea una

especie clave (cuyo declive probablemente causaría la extirpación de otras especies), los cambios en la abundancia, la estructura por edad o la densidad podrían reducir la intensidad de las interacciones, por ejemplo, su función como fuente de alimento importante para sus depredadores/consumidores, o como agente importante de dispersión de semillas o polen. En estos casos, se considera que la especie focal no es funcional si su densidad (y, por tanto, su funcionalidad) es tan baja que provoca que la población de otra especie no sea viable (según la definición anterior) a largo plazo.

- **Interacciones indirectas** de la especie con otras especies, mediante la creación de estructuras, características y condiciones del hábitat que afectan a la dinámica de esas especies. Entre ellas se encuentran la creación de hábitats para otras especies, la ingeniería de ecosistemas, la estabilización del sustrato, la formación de turba, la acumulación de combustible para incendios forestales y la facilitación de la conectividad o la heterogeneidad del paisaje. Como ejemplos cabe citar la creación de heterogeneidad en el paisaje como consecuencia de la acción de pastar y revolcarse del bison americano (Sanderson et al. 2008); la construcción de nidos en cavidades y madrigueras por parte de aves (Casas-Crville y Valera 2005) y las tortugas (Lips 1991); la creación de refugios frente a los depredadores gracias a la rugosidad de los arrecifes biogénicos (Alvares-Filip et al. 2009); los sustratos para nidos y muérdagos que proporcionan las plantas leñosas.
- **Interacciones difusas** de la especie con otros componentes del ecosistema, a través de sus contribuciones a los procesos de este último. Se puede considerar que la población de una unidad espacial es funcional si el tamaño de su población y su estructura demográfica permiten que la especie contribuya a un proceso del ecosistema (según la definición de Pettorelli et al. 2017) como la producción primaria, la descomposición, el ciclo o la redistribución de nutrientes, la modificación de los regímenes de incendios o hidrológicos, entre otros. Como ejemplos cabe citar la modificación del flujo de nitrógeno y oxígeno y de las características de los sedimentos por parte de grandes organismos alimentarios especializados en materiales en suspensión o depositados (Thrush et al. 2006), la aportación de nutrientes a los sistemas terrestres por parte de las poblaciones de salmón reproductoras (Gende et al. 2002), y el ciclo de nutrientes y la transferencia de energía por parte de los buitres y otros carroñeros (DeVault et al. 2003).
- **Interacciones intraespecíficas**, es decir, procesos y patrones de comportamiento dentro de la especie que son característicos, como la formación de colonias y otras agregaciones, y patrones espaciales de movimiento y dispersión. Se puede considerar que la población de una unidad espacial es funcional si el tamaño, la densidad o la estructura de la población de la especie le permite mostrar los notables fenómenos sociales o de comportamiento que son característicos de la especie.

Cabe destacar que algunas definiciones de extinción funcional incluyen la terminación de procesos demográficos básicos como la reproducción (p. ej., Roberts et al. 2017). Sin embargo, estas no se consideran funciones a efectos del Estado

Verde de las Especies de la UICN, ya que las poblaciones de las unidades espaciales que no realizan dichas funciones demográficas básicas no serían viables, y por lo tanto el proceso ya se tiene en cuenta en la evaluación.

La información sobre las interacciones de las especies en las categorías anteriores, junto con el conocimiento de los rasgos funcionales que suelen estar asociados a dichas interacciones, permitiría identificar las condiciones ecológicas que determinan la medida en que la población de la unidad espacial contribuye a estos procesos ecológicos identificados. Estas condiciones ecológicas (denominadas "determinantes de la funcionalidad" en Akçakaya et al. 2020, cuadro 2) a menudo implican la densidad de población (por ejemplo, en el caso de una especie de abeja, lo suficientemente elevada como para polinizar especies de plantas más raras) o la estructura de edad (por ejemplo, en el caso de una especie de árbol lo suficientemente viejo como para contener cavidades para la construcción de nidos).

El siguiente paso consiste en identificar la variable para evaluar la funcionalidad. Dependiendo de la función, podría ser, por ejemplo, el número total de semillas dispersadas por un mamífero, el número de especies de plantas polinizadas por un insecto o la contribución (en unidades de masa o volumen por unidad de tiempo) a la distribución de un determinado nutriente.

Por último, se establece la relación entre esta variable de respuesta y los determinantes de la funcionalidad (por ejemplo, la densidad de población o la estructura de edad). En algunos casos, esta relación no es lineal (por ejemplo, una función escalonada, o un pico agudo, e incluso histéresis), lo que conduce naturalmente a una evaluación categórica de la funcionalidad (por ejemplo, como funcional frente a no funcional), basada en valores umbral de tamaño, densidad y estructura de la población. Si la relación función-densidad es gradual (es decir, casi lineal), la funcionalidad se puede evaluar con un umbral subjetivo (por ejemplo, >50%) que sea coherente con el nivel de ambición de los objetivos de recuperación de la especie.

Si se puede identificar más de una función para una especie, la funcionalidad se podrá evaluar basándose en la función que esté mejor estudiada, la función que sea única entre las especies del mismo ecosistema, la función que permita una mejor aproximación al papel de la especie y a las características de la población antes de los grandes impactos humanos, la función que requiera la mayor densidad o la función que represente una fuerte interacción (Akçakaya et al. 2020).

Algunas especies pueden desempeñar sus funciones ecológicas en varios ecosistemas, proporcionando "enlaces móviles" entre ellos (Lundberg y Moberg 2003). En estos casos, la funcionalidad se debe evaluar no solo en términos de tamaño y estructura de la población de la unidad espacial, sino también considerando el mantenimiento de la dinámica de los movimientos. Para determinar la función de una especie, los evaluadores deben tener en cuenta la posibilidad de que algunas especies se presenten en múltiples ecosistemas y desempeñen diferentes funciones en cada uno de ellos. Del mismo modo, la función de una especie o la funcionalidad de una población en una unidad espacial puede cambiar con el

tiempo. Para conocer estas y otras consideraciones (por ejemplo, las cuestiones de redundancia funcional y la función como contribución a la resiliencia del ecosistema), así como los métodos propuestos para evaluar la funcionalidad en una unidad espacial, véase Akçakaya et al. (2020).

Evaluación de la funcionalidad: el enfoque de eliminación

El enfoque de eliminación (Akçakaya et al. 2020) tiene en cuenta los mismos tipos de información mencionados anteriormente para el enfoque de confirmación, pero se centra en el resultado final más que en el mecanismo. Se buscan síntomas de funcionalidad reducida, de forma análoga al enfoque de la Lista Roja para la identificación de síntomas de viabilidad reducida. En el cuadro 2 se enumeran las preguntas y consideraciones para guiar a los evaluadores en este proceso. No se trata de una lista exhaustiva, sino que pretende guiar a los evaluadores hacia una consideración sistemática de las pruebas para determinar si el tamaño, la densidad y la estructura demográfica de la población de la unidad espacial son adecuados para las funciones ecológicas de la especie.

Cuadro 2: Ejemplos de información que se deben tener en cuenta para inferir la funcionalidad de las poblaciones (modificada a partir del cuadro 3 de Akçakaya et al. 2020).

1. Basándose en la información disponible sobre las interacciones de la especie que se está evaluando con otras especies, y su ecología en general, se debe considerar si una reducción del tamaño o la densidad de la población de la especie que se está evaluando, o un cambio en su estructura demográfica (por ejemplo, la edad) tiene el potencial de causar cambios no triviales de cualquiera de los siguientes tipos.
 - a. una reducción de la abundancia de otra especie autóctona;
 - b. el aumento de la abundancia de una especie no autóctona o la sobreabundancia de otra especie;
 - c. una reducción de una tasa demográfica en cualquier etapa de la vida de otra especie autóctona (por ejemplo, germinación, producción de semillas, éxito de los nidos, dispersión natal, etc.) que tenga el potencial de disminuir su abundancia o de reducir, al menos en parte, su viabilidad;
 - d. un cambio en cualquier proceso o característica estructural del ecosistema;
 - e. un cambio en los patrones típicos de comportamiento (por ejemplo, interacciones sociales, patrones de agregación, movimiento) entre los individuos de la especie evaluada o de otras especies;
 - f. cambio en la estructura genética o en la variabilidad de la población que indique que una o más de las funciones ecológicas de la especie están o se verán perjudicadas (p. ej., Hoban et al. 2020).
2. Comparando unidades espaciales, áreas o subpoblaciones con diferentes densidades o abundancias de la especie, se debe considerar cualquier prueba que sugiera que la reducción del tamaño o la densidad de la población de la especie, o un cambio en su estructura demográfica (por ejemplo, la edad) ha causado o puede causar cualquiera de los resultados a-f enumerados anteriormente. Es importante tener en cuenta que la función ecológica de una especie y su densidad natural o capacidad de carga pueden ser diferentes en distintos entornos ecológicos. Por tanto, esta comparación es más pertinente entre unidades espaciales, áreas o subpoblaciones con características ecológicas similares.
3. Si se comparan los períodos de tiempo en los que la especie se encontraba en diferentes densidades o abundancias, se debe considerar cualquier prueba que sugiera que la reducción del tamaño o la densidad de la población de la especie, o un cambio en su estructura demográfica (por ejemplo, la edad) ha causado o puede causar cualquiera de los resultados a-f enumerados anteriormente.
4. A partir de la información sobre las características funcionales de la especie, así como de un análisis de las relaciones entre la característica y la función en especies similares, se debe considerar la posibilidad

de que la reducción del tamaño o la densidad de la población de la especie, o un cambio en su estructura demográfica (por ejemplo, la edad) pueda causar cualquiera de los resultados a-f enumerados anteriormente.

5. Si no se puede identificar ninguna función para una especie, se deberán utilizar indicadores (véase el texto).
-

Las funciones se evalúan en relación con la especie objetivo (la especie que se evalúa); por ejemplo, una especie de presa se podría considerar funcional, aunque sus poblaciones de depredadores no lo sean. Sin embargo, si la falta de depredadores (o el hecho de que los depredadores estén por debajo de sus densidades funcionales) hace que las poblaciones de una especie de presa se vuelvan superabundantes y, por lo tanto, provoquen una perturbación de los procesos ecológicos o amenacen a las especies autóctonas, la población de presas se deberá considerar no funcional. Así, la densidad de una población puede ser demasiado baja o demasiado alta para que la especie sea funcional (Akçakaya et al. 2020).

Evaluación de la funcionalidad: indicadores

Aunque no sea fácil, o incluso posible, identificar las funciones principales de una especie, la incorporación de la funcionalidad siempre que sea posible es un elemento crítico dentro de una visión de conservación deseable. Cuando no se pueda identificar fácilmente una función de una especie, se podrán utilizar varios indicadores para determinar si las poblaciones de la unidad espacial son funcionales:

- **Tamaño/densidad de la población antes del impacto:** el tamaño de la población de la unidad espacial natural o anterior a la perturbación, o la capacidad de carga de una especie, se pueden utilizar como un indicador de la densidad funcional. Esto supone que en las densidades anteriores al impacto la especie cumplía sus papeles y funciones ecológicas. Es importante tener en cuenta que, en el caso de muchas especies, las capacidades de carga varían de forma natural en el área de distribución y a lo largo del tiempo.
- **Áreas de impacto bajo o nulo:** si el impacto humano varía a lo largo del área de distribución de la especie, en las áreas en que este sea insignificante se podrán utilizar como indicador el tamaño de la población, la densidad o la estructura de edad. Es importante tener en cuenta que estas propiedades varían de forma natural en el área de distribución y a lo largo del tiempo para muchas especies, y que incluso niveles bajos de impacto humano pueden tener efectos profundos en la funcionalidad.
- **Especies similares:** la información sobre especies similares puede ser útil para determinar las principales funciones ecológicas de la especie y las densidades que permiten estas funciones; o las características de impacto previo, bajo o nulo que se pueden utilizar como indicadores de la densidad funcional.

4.6. **Relación entre viabilidad y funcionalidad**

Aunque, en principio, una población no viable puede ser funcional (por ejemplo, contribuir a un determinado proceso del ecosistema, aunque corra un alto riesgo de extirpación), a efectos del Estado Verde de las Especies, la puntuación funcional solo se aplica a las unidades espaciales que son a la vez Viables y Funcionales (con una excepción, que se comenta más adelante). Esta jerarquía entre la viabilidad y la funcionalidad se establece en base a la razón por la que la funcionalidad se incluyó en las evaluaciones del Estado Verde en primer lugar: para proporcionar objetivos de recuperación ambiciosos que van más allá de la viabilidad. Si se permitiera otorgar la máxima puntuación a las poblaciones no viables (porque cumplen una función) se iría en contra de este objetivo.

Además, existen dos razones prácticas:

1) Aunque una población no viable puede desempeñar algunas funciones durante un tiempo limitado, para que una especie contribuya de forma sostenible y a largo plazo a los procesos del ecosistema, debe ser viable. La funcionalidad no puede ser sostenible en el futuro a menos que la población sea viable; una población no viable dejará de ser funcional tarde o temprano. Dado que es difícil evaluar cuándo puede ocurrir esto, el enfoque preventivo consiste en exigir que el estado funcional se aplique únicamente a las poblaciones que también son viables.

2) Aunque una población no viable pueda desempeñar una o varias funciones, para que una población desempeñe todas las funciones de una especie, por lo general tiene que ser primero viable. Dado que es imposible evaluar todas, incluso muchas, de las funciones de una especie, el enfoque preventivo consiste en exigir que la puntuación Funcional se aplique únicamente a las poblaciones que también sean Viables.

Una excepción son los casos raros en los que una unidad espacial con una población naturalmente pequeña (<1000 individuos maduros) está desempeñando sus funciones ecológicas a niveles de referencia (es decir, a niveles esperados en poblaciones no impactadas), pero que no cumpliría los criterios para considerarse Viable porque se evaluaría como VU según el criterio D. Si la población de dicha unidad espacial no está disminuyendo, no está bajo una amenaza específica y no cumple otros criterios establecidos para VU, puede evaluarse como Funcional.

5. Legado de conservación

Para evaluar la diferencia que ha supuesto la conservación en el pasado, es decir, el Legado de conservación de la especie, es necesario inferir lo que le habría ocurrido a la especie de no haber existido ninguna acción de conservación. El indicador del Legado de conservación compara el estado actual de la especie evaluada con el estado (contrafactual) que se habría observado si no se hubieran realizado acciones de conservación desde algún momento predeterminado en el pasado. La diferencia entre estos dos estados (si la hay) es una medida del éxito o el impacto de la conservación anterior. Para evaluar el Legado de conservación es necesario seguir las directrices expuestas en las secciones anteriores para calcular la Puntuación Verde de dos maneras diferentes: basándose en los estados actuales

de las unidades espaciales y basándose en los estados actuales contrafactuales. Para obtener una explicación de los posibles estados, véase la sección 4.3.

Para ello hay que tener en cuenta cuatro aspectos principales:

1. ¿Qué es lo que cuenta como acción de conservación, es decir, qué actividades que pueden haber impactado en la especie deben considerarse al estimar el estado actual contrafactual en cada unidad espacial?
2. Desde el punto de vista temporal, ¿qué acciones de conservación se consideran pertinentes a la hora de estimar el escenario contrafactual; es decir, a partir de qué fecha se cuentan las acciones de conservación?
3. ¿Cuáles son los métodos aceptables para determinar el estado contrafactual de las especies en cada unidad espacial?
4. Cuando existe incertidumbre asociada al escenario contrafactual, ¿cómo se puede comunicar de forma transparente?

Los tres primeros interrogantes se examinan en las siguientes subsecciones. Las directrices para la incorporación de la incertidumbre se proporcionan en la sección 9.

5.1. ***Definición de acciones de conservación***

Para evaluar el estado de la especie en el escenario contrafactual de no conservación es necesario determinar qué tipos de acciones de conservación se deberían considerar (es decir, "excluirse" del escenario contrafactual). En general, se deberá tener en cuenta cualquier acción que se pueda categorizar según la clasificación de acciones de conservación de la UICN (Salafsky et al. 2008) aun cuando el presupuesto provenga de fuentes distintas a los programas de conservación.

Las acciones de conservación no tienen que dirigirse específicamente a la especie en cuestión. Las medidas generales de conservación (como las áreas protegidas y conservadas, los proyectos de restauración y limpieza de hábitats, la legislación general relacionada con la protección de la fauna) deben tenerse en cuenta en la evaluación. Por ejemplo, en un escenario contrafactual sobre una especie cuya área de distribución incluya áreas protegidas, y cuyas poblaciones estén protegidas por normativas de caza, se deberá suponer que tanto las áreas protegidas como las normativas de caza nunca habrían existido.

Es posible que exista una zona gris en lo que respecta a las acciones que no se han diseñado con el único propósito de conservar la biodiversidad, pero que, sin embargo, han tenido un impacto positivo en las especies evaluadas. Estas acciones solo se deberán tener en cuenta cuando la conservación sea un resultado colateral previsto. Por ejemplo, un plan de decomiso de armas establecido para asegurar la estabilidad política regional no contaría, aunque acabara teniendo un impacto en la conservación, ya que no se habría aplicado con ningún objetivo de biodiversidad en mente. En cambio, sí contaría la creación de un bosque de protección de la cuenca hidrográfica para una presa hidroeléctrica en la que la conservación de la biodiversidad se considerara un beneficio colateral.

Al identificar las acciones de conservación pasadas, es importante tener en cuenta que el objetivo final del ejercicio del Estado Verde es fundamentar las estrategias de conservación futuras. Por lo tanto, no deben tenerse en cuenta factores que no tienen nada que ver con la toma de decisiones en materia de conservación. Por ejemplo, las actividades y creencias tradicionales o religiosas que tienen un impacto beneficioso en términos de conservación de la biodiversidad no deben incluirse, porque generalmente no están sujetas a cambios fruto de las decisiones tomadas por conservacionistas o políticos.

En Hoffmann et al. (2015) se proporciona un resumen de los conceptos básicos que deben tenerse en cuenta a la hora de definir las acciones de conservación en el contexto contrafactual. Estos conceptos se deben utilizar como punto de partida para definir las acciones de conservación para las evaluaciones del Estado Verde.

En la lista se deben incluir todas las acciones de conservación que se tienen en cuenta al estimar el estado contrafactual, utilizando la nomenclatura existente (Salafsky et al. 2008).

5.2. *Determinación de la fecha de inicio*

Al estimar el estado contrafactual actual en cada unidad espacial, se deben tener en cuenta todas las acciones de conservación que se han llevado a cabo desde 1950 (es decir, sus efectos se eliminan en el escenario contrafactual). Si una acción de conservación (por ejemplo, un área protegida o una ley que regule la caza) se inició antes de 1950, sus efectos deben tenerse en cuenta en la evaluación si la acción todavía estaba en vigor en 1950. En cualquier caso, los evaluadores deben indicar expresamente el año de inicio de las acciones de conservación contempladas en la evaluación, especialmente si son posteriores a 1950.

Cabe señalar que los evaluadores no están obligados a determinar cuál era la Puntuación Verde en esta fecha de inicio ("Anterior" en la figura 1) para calcular el Legado de conservación; solo tienen que determinar la puntuación Actual, y luego determinar cuál habría sido la puntuación Actual si no se hubieran llevado a cabo acciones de conservación desde la fecha de inicio (Actual contrafactual). Sin embargo, si los evaluadores optan por calcular la puntuación Anterior, esta se deberá calcular respecto a 1950 o a la fecha de inicio de las principales acciones de conservación, lo que sea posterior. Una de las razones por las que los evaluadores pueden optar por calcular la Puntuación Verde Anterior opcional es que permite elaborar un índice de cambio a lo largo del tiempo.

5.3. *Evaluación del estado contrafactual*

Para evaluar el estado Actual contrafactual de la especie, se debe estimar la influencia de la conservación pasada en cada unidad espacial. Al considerar el impacto de la conservación en el pasado, es posible que se disponga de datos sobre la tendencia de la población antes y después de la acción, aunque raramente las acciones de conservación se implementan de forma que puedan evaluarse de forma sólida para permitir la atribución causal (es decir, utilizando diseños experimentales o cuasi experimentales). En cambio, la mayoría de las evaluaciones del Estado Verde relativas al impacto de la conservación se basan en pruebas inferenciales, que vinculan las observaciones del cambio en el estado de las especies en una unidad espacial y la información sobre las acciones de conservación que se llevaron a cabo.

Los enfoques contrafactuales inferenciales se utilizan habitualmente para evaluar el impacto de la conservación. Por ejemplo, varios estudios han estimado cuál habría sido la categoría de la Lista Roja de la UICN de una determinada especie en ausencia de conservación, basándose en el criterio de expertos (Butchart et al. 2006, Hoffmann et al. 2010, 2015, Szabo et al. 2012, Young et al. 2014, Bolam et al. 2020).

El cuadro 3 muestra una selección de métodos que se podrían utilizar para hacer inferencias sobre el impacto de la conservación en una unidad espacial determinada. Cabe señalar que estos métodos también se pueden utilizar para hacer una inferencia sobre los estados Futuro con conservación y Futuro sin conservación (secciones 6 y 7). Todos estos métodos deben tener en cuenta la eficacia de las acciones de conservación, que viene determinada por una serie de factores como, por ejemplo, su duración, frecuencia y escala espacial; su capacidad para reducir o mitigar las amenazas; y los atributos biológicos de la especie (como la tasa máxima de crecimiento de la población y la duración de la generación) que determinan su capacidad de respuesta a la conservación.

Cabe señalar que, si no se ha llevado a cabo ninguna acción de conservación, los estados Actual y Actual contrafactual en cada unidad espacial son, por definición, los mismos, y en tales casos, el Legado de conservación = 0.

Cuadro 3. Posibles métodos de recopilación de pruebas inferenciales para estimar el impacto de las acciones de conservación.

Método	Aplicación
<p><i>Informante clave</i></p> <p>Pedir a una serie de expertos relacionados con la especie que predigan lo que habría ocurrido, o lo que ocurrirá, con el estado de la unidad espacial en los diferentes escenarios pasados y futuros.</p>	<p>El enfoque más utilizado hasta la fecha. Podría hacerse en el marco de un proceso de planificación de acciones. Las técnicas de recopilación de información de consultas con expertos (como el método Delphi) se pueden utilizar para reducir el sesgo y aumentar el consenso entre los puntos de vista de los distintos expertos.</p>
<p><i>Argumentación lógica</i></p> <p>Cuestionamiento de los supuestos que subyacen al presunto impacto observado de la conservación, para ver en qué punto de la cadena (desde las acciones de conservación, hasta los cambios en las tasas vitales y el comportamiento, pasando por los cambios en el tamaño y la funcionalidad de la población, hasta los cambios en el Estado Verde de la especie) se puede inferir razonablemente la atribución.</p>	<p>Las pruebas para evaluar los supuestos de impacto pueden proceder de informantes clave, evaluaciones del estado de las especies o documentación (por ejemplo, informes de proyectos). En Hoffmann et al. (2015) se ofrece más orientación sobre cómo se puede hacer esta inferencia, en particular sobre cómo interpretar los efectos del cese de las áreas protegidas y el papel de la conservación <i>ex situ</i>.</p>

<p><i>Evaluación del plan de acción</i></p> <p>Si se dispone de un plan de acción prioritario sobre el que se informa, se pueden evaluar los avances pasados y futuros previstos en relación con dicho plan, dando por sentado que cualquier mejora del estado de una unidad espacial se debe, o podría deberse, a la aplicación de este plan. Este supuesto debe basarse en inferencias realizadas con uno de los otros métodos.</p>	<p>Se trata de una aplicación bastante indirecta e implícita del enfoque de la argumentación lógica, aunque puede resultar más rápido y factible en un contexto de planificación de acciones. A largo plazo, la promoción de este método podría contribuir a aumentar el número de planes de acción elaborados.</p>
<p><i>Modelización de la población</i></p> <p>Modelización retrospectiva o prospectiva de la dinámica de las especies (población, metapoblación o hábitat), por ejemplo, análisis de viabilidad de la población.</p>	<p>Estos métodos se pueden utilizar, aunque en la actualidad no se esté llevando a cabo ningún proyecto de conservación, o cuando el alcance de la inferencia causal basada en la documentación del proyecto sea limitado.</p>

Los métodos que aparecen en el cuadro 3 parten de la base de que no es posible establecer una atribución causal sólida del impacto de la conservación porque la acción de conservación considerada no se diseñó teniendo en cuenta la evaluación del impacto. Sin embargo, si las acciones de conservación se diseñan de forma experimental o cuasi experimental, por ejemplo, utilizando la coincidencia (Schleicher et al. 2020), o un diseño Antes-Después-Control-Impacto (Smokorowski y Randall 2017), entonces las pruebas de la influencia pasada de la conservación en una especie en una unidad espacial serán más sólidas; es probable que la incertidumbre del estado de la especie en el escenario contrafactual también disminuya.

En el apéndice 1 figura un conjunto detallado de pasos para guiar a los evaluadores en la estimación del Legado de conservación.

6. Dependencia de la conservación

Esta medida se refiere a la cuestión de la dependencia de una especie respecto a los esfuerzos de conservación en curso. En otras palabras, si las acciones de conservación (tal y como se definen en la sección 5.1) cesaran, ¿qué pasaría con la especie en el futuro a corto plazo (10 años)? Por tanto, la Dependencia de la conservación mide el cambio previsto (por lo general, el deterioro) en el estado (Puntuación Verde) de la especie en un escenario futuro en el que se pone fin a todas las acciones de conservación (actuales o planificadas): el Futuro sin conservación.

Los tipos de información que se deben tener en cuenta a la hora de evaluar los estados probables de las especies en el escenario Futuro sin conservación son similares a los del escenario Actual contrafactual ya comentado (sección 5; cuadro 3). Los evaluadores deben

tener en cuenta los datos sobre el tamaño y las tendencias de la población de la unidad espacial, las características espaciales (EOO, AOO, fragmentación), la gravedad, el alcance y la intensidad de las amenazas. El evaluador debe tener en cuenta tanto las amenazas actuales como las amenazas futuras plausibles (a las que probablemente se enfrente la especie en un futuro próximo). En la medida de lo posible, las amenazas futuras se deben basar en pruebas concretas (como planes de desarrollo, proyecciones socioeconómicas, etc.) y no deben ser de naturaleza especulativa.

Cabe señalar que la Dependencia de la conservación podría reemplazar la disposición actual de las Directrices de la Lista Roja (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN 2019) que permite que las especies que de otro modo se incluirían como LC se incluyan como NT, en caso de que una intervención de conservación impida su inclusión en una categoría amenazada. Esto eliminaría una incoherencia en las Directrices de la Lista Roja, ya que está claro que las especies de cualquier nivel de amenaza (no solo LC) pueden depender de la conservación y, en ausencia de esta, podrían pasar a una categoría de amenaza superior.

La Dependencia de la conservación se cuantifica como la diferencia entre la Puntuación Verde de Referencia actual y la Puntuación Verde Futuro sin conservación (figuras 1 y 2). La Puntuación Verde de Referencia actual es el valor previsto de la Puntuación Verde en el futuro a corto plazo (10 años), teniendo en cuenta los beneficios probables de las acciones de conservación que se están llevando a cabo actualmente o que es muy probable que se lleven a cabo dentro de 1 año. Si no se especifica la Referencia actual, se supondrá que es la misma que la Puntuación Verde Actual; esta es una opción válida en caso de que los evaluadores no deseen calcular la Puntuación Verde de Referencia actual. Para obtener más información sobre las consideraciones acerca de la utilización de la Referencia actual "dinámica" frente a la Puntuación Verde Actual "estática" para calcular la Dependencia de la conservación, véase la sección 7.1.

En el apéndice 1 figura un conjunto detallado de pasos para guiar a los evaluadores en la estimación de la Dependencia de conservación.

7. Ganancia de conservación

Esta medida se refiere a la cuestión de cuánto se espera que mejore el estado de la especie (Puntuación Verde) en el futuro a corto plazo con las acciones de conservación en curso y planificadas. En otras palabras, si se mantienen las acciones de conservación existentes y se aplican las acciones de conservación que se prevé poner en marcha dentro del periodo de evaluación de 10 años, ¿qué ocurriría con el estado de la especie? Por lo tanto, la Ganancia de conservación mide el cambio previsto (normalmente una mejora) en el estado de la especie teniendo en cuenta las acciones de conservación actuales y planificadas.

La Ganancia de conservación se cuantifica como la diferencia entre la Puntuación Verde de Referencia actual (definida en la sección 6) y la Puntuación Verde Futuro con conservación (figuras 1 y 2). La misma Puntuación Verde de Referencia actual se utiliza para evaluar la

Ganancia de conservación y la Dependencia de la conservación, por lo que solo es necesario calcularla una vez.

Al igual que en el escenario Futuro sin conservación, al estimar los estados de las unidades espaciales en el escenario Futuro con conservación, los evaluadores deben tener en cuenta los datos sobre el tamaño y las tendencias de la población de las unidades espaciales, las características espaciales (EOO, AOO, fragmentación), la gravedad, el alcance y la intensidad de las amenazas. Los evaluadores deben tener en cuenta tanto las amenazas actuales como las amenazas futuras plausibles (a las que probablemente se enfrente la especie en un futuro próximo).

Además, los evaluadores deben tener en cuenta los efectos probables de todas las acciones de conservación que se están llevando a cabo en la actualidad o que están planificadas y listas para aplicarse en un futuro muy próximo. Sin embargo, los evaluadores no deben tener en cuenta las acciones de conservación que se contemplan, pero no se planifican (por ejemplo, si no se especifican las estimaciones de costos o los plazos), ni las acciones de conservación planificadas pero cuyo inicio no está previsto para los próximos 5 años. En cuanto a las acciones planificadas, los evaluadores deben formular suposiciones realistas sobre i) la probabilidad de que la acción se lleve a cabo y ii) la probabilidad de que las acciones de conservación den lugar a la recuperación de la especie en una unidad espacial determinada. En el caso de las acciones en curso, los evaluadores deben considerar la probabilidad ii). Los beneficios probables que se esperan de estas acciones de conservación deberían depender de estas probabilidades.

Además, los evaluadores deben tener en cuenta la información sobre la eficacia de cada tipo de acción de conservación, por ejemplo, a partir de las poblaciones supervisadas de la especie o de proyectos similares con especies afines. Para determinar el impacto previsto de no aplicar estas acciones de conservación en el estado de cada unidad espacial, los evaluadores deben tener en cuenta los métodos de evaluación del estado contrafactual que se comentan en la sección 5.3 y el cuadro 3.

En el apéndice 1 figura un conjunto detallado de pasos para guiar a los evaluadores en la estimación de la Ganancia de conservación.

7.1 Referencia para evaluar la dependencia y la ganancia de conservación

La forma más directa de definir la Referencia actual con la que comparar los escenarios futuros con o sin conservación es utilizar la Puntuación Verde Actual de la especie, es decir, una referencia "estática". Si se utiliza el estado Actual de la especie como referencia, ello implica que, en ausencia de acciones de conservación, se supone que nada cambiará en el futuro. Los evaluadores pueden utilizar esta opción por defecto.

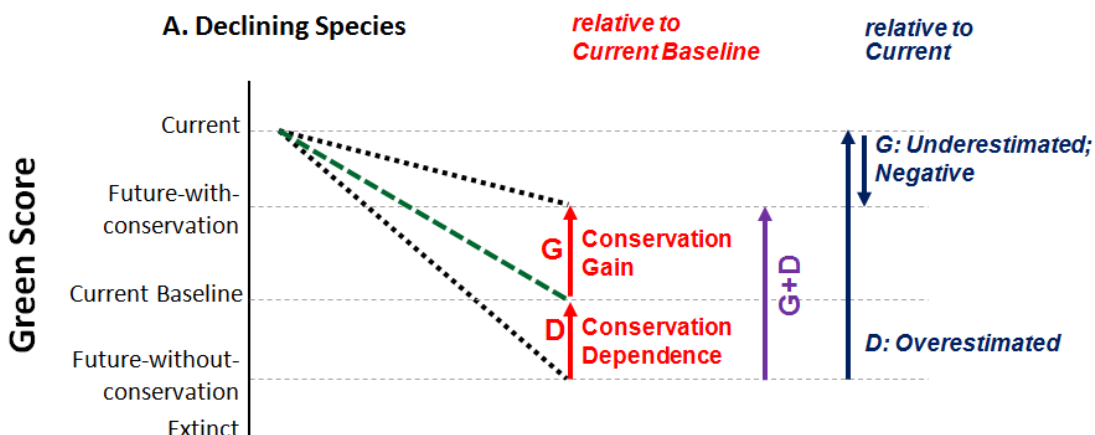
En el caso de algunas especies, el uso de la Puntuación Verde Actual de una especie como referencia podría ser inadecuado (por ejemplo, cuando existe una degradación continua del hábitat causada por factores que escapan al control de los conservacionistas, como el cambio climático; por ejemplo, Maron et al. 2015). Por lo tanto, lo más adecuado sería

comparar los escenarios con una Referencia actual "dinámica", es decir, con un escenario en el que las cosas se desarrollen según lo previsto.

La utilización de una Referencia actual dinámica puede facilitar una evaluación más precisa de la importancia de la conservación para el futuro a corto plazo de la especie. Este es especialmente el caso en la situación relativamente común en la que se espera un deterioro del estado de la especie a pesar de que se prosiga con las acciones de conservación actuales. En tal caso, utilizar el estado Actual (la referencia estática) puede dar como resultado una Ganancia de conservación nula o incluso negativa (figura 2a), lo cual induce a error porque la conservación puede, de hecho, ralentizar sustancialmente el deterioro del estado de la especie. Este resultado de la evaluación del Estado Verde podría ser un factor de desincentivación de la conservación.

Por otro lado, en algunos casos el uso de una referencia estática puede producir una Ganancia de conservación exagerada y/o una subestimación de la Dependencia de la conservación (Figura 2b), lo que presentaría una imagen falsamente optimista sobre el estado de la especie. Cabe señalar que el valor global de la conservación (la diferencia entre las líneas Futuro-con-conservación y Futuro-sin-conservación, es decir, Ganancia de conservación + Dependencia de la conservación) es el mismo tanto si se utiliza Actual como Referencia actual, lo que demuestra que la especie se beneficia en la misma medida de la conservación independientemente de que la referencia sea estática o dinámica.

Obsérvese que, si se utiliza una referencia dinámica, se deberá utilizar para calcular tanto la Ganancia de conservación **como** la Dependencia de la conservación. Por tanto, en el caso de que el estado de la especie se deteriore de forma continua debido a que la conservación planificada es inadecuada para abordar las amenazas a las que se enfrenta una especie, el uso de una referencia dinámica en lugar de una estática produciría una mayor puntuación de Ganancia de conservación porque se reconocería que la conservación está actuando, aunque no de forma suficiente. En consecuencia, la puntuación de la Dependencia de la conservación sería menor, ya que a pesar de la conservación sigue habiendo una tendencia negativa.



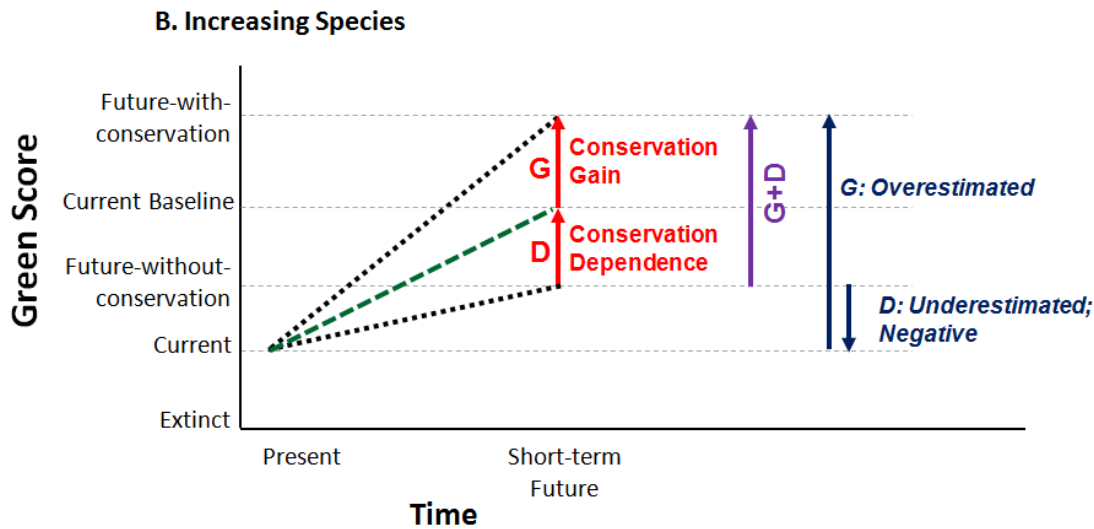


Figura 2. Ganancia de conservación (G) y Dependencia de la conservación (D) calculadas en relación con la Referencia actual (rojo; izquierda) y Actual (azul; derecha), para una especie que está disminuyendo a pesar de la conservación en curso (A), y una especie que aumentaría algo incluso sin conservación (B). Al igual que en la figura 1, la línea verde discontinua representa la referencia dinámica que da lugar a la Puntuación Verde de Referencia actual. En esta figura, las flechas indican el valor y el signo del indicador: una flecha hacia arriba indica un valor positivo y una flecha hacia abajo un valor negativo. En ambos casos A y B, el valor o impacto global de la conservación ($G+D$) es el mismo independientemente de si se utiliza Actual o Referencia actual. Sin embargo, al calcular los indicadores en relación con Actual se introduce un sesgo en los indicadores individuales: en el caso de las especies en declive, se subestima la Ganancia de conservación (en realidad, en este ejemplo, es negativa), mientras que la Dependencia de la conservación se sobreestima. En el caso de las especies en aumento, la Ganancia de conservación está sobreestimada mientras que la Dependencia de la conservación está subestimada (en realidad, en este ejemplo, es negativa).

8. Potencial de recuperación

Esta medida consiste en establecer una visión ambiciosa pero alcanzable en cuanto a la recuperación de las especies. Muchas especies nunca se recuperarán totalmente porque, por ejemplo, partes de sus áreas de distribución se han convertido de manera irreversible en ciudades y han sido objeto de otros usos humanos intensivos. Sin dejar de reconocer estas limitaciones, esta medida pretende cuantificar un potencial de recuperación ambicioso pero posible a largo plazo, con el fin de hacer un seguimiento más objetivo y realista del progreso de recuperación de la especie.

Así, el Potencial de recuperación mide cuánto podría mejorar el estado (Puntuación Verde) de la especie con esfuerzos sostenidos de conservación e innovación en la conservación, en un horizonte temporal a largo plazo de 100 años (figura 1). Se mide con respecto al estado Actual, la referencia estática (véase la sección 7.1). Esto se debe a que no es realista extrapolar las tendencias actuales en una referencia dinámica en un horizonte temporal de 100 años (como lo es en un horizonte temporal de 10 años).

Es importante señalar que con el Potencial de recuperación no se pretende sustituir los objetivos, metas y propósitos en materia de recuperación que forman parte del proceso de planificación de las acciones de conservación, que reúne a todas las partes interesadas en dicho proceso, y que constituye el entorno ideal y adecuado para establecer las metas de conservación. Aunque los planes de acción se suelen elaborar con acciones que cubren solo un horizonte temporal relativamente corto (por ejemplo, cinco o diez años), suelen enmarcarse en una visión a más largo plazo, que a menudo puede ser de 50 a 100 años. El indicador de Potencial de recuperación definido en el contexto del Estado Verde de las Especies es similar a esta visión a largo plazo. El marco temporal del Potencial de recuperación se establece en 100 años, de modo que pueda vincularse de forma explícita con las declaraciones de principios de muchas estrategias y planes de acción de conservación. El Potencial de recuperación debería tomarse, idealmente, de la declaración de la visión a largo plazo de un proceso de planificación de acciones reconocido, que implique la participación considerada y adecuada de las partes interesadas. Si no se ha llevado a cabo dicho proceso, los evaluadores deberán tener en cuenta los siguientes puntos.

Para determinar el Potencial de recuperación, los evaluadores deberán formular suposiciones que sean a la vez optimistas y realistas. Los evaluadores deben tener en cuenta no solo las acciones de conservación planificadas, sino cualquier acción de conservación que sea plausible, aunque no se hayan considerado o probado para la conservación de la especie evaluada. Un buen modo de empezar es considerar las principales amenazas y todas las acciones de conservación que se han probado para contrarrestarlas en relación con cualquier especie similar, en cualquier parte del mundo, y evaluar si su aplicación para la especie evaluada es plausible. Los evaluadores no deben limitar las posibles opciones de recuperación a la eliminación de las amenazas, sino que también deben tener en cuenta las oportunidades de restauración del hábitat y el aumento de la conectividad y, en su caso, las translocaciones y otras acciones directas de gestión de las especies.

El Potencial de recuperación debe ser biológicamente realista, teniendo en cuenta las limitaciones biológicas de la especie (como la duración generacional y la tasa máxima de aumento de la población) y su hábitat (como las tasas de regeneración). También debe ser realista en cuanto a los factores sociales y económicos (por ejemplo, no prever el traslado de pueblos y ciudades), pero no debe estar limitado por las actuales restricciones de índole presupuestaria o política.

Cabe señalar que las definiciones de "Totalmente recuperado" y del indicador "Potencial de recuperación" (así como los demás indicadores) son aplicables no solo a los taxones que se recuperan como resultado de la conservación, sino también a los taxones que no han disminuido y que, por tanto, no necesitaban recuperarse. Los indicadores también son aplicables a los taxones que no han sido objeto de acciones de conservación hasta ahora. Los taxones que no han experimentado disminuciones tendrían, por definición, un Potencial de recuperación de 0; sin embargo, estas especies pueden tener una alta Dependencia de la conservación, por ejemplo, debido a los impactos futuros previstos.

Estos taxones se identificarían mediante el enfoque del Estado Verde, que está diseñado para reconocer los descensos evitados, así como los descensos invertidos.

En el apéndice 1 figura un conjunto detallado de pasos para guiar a los evaluadores en la estimación del Potencial de recuperación.

9. Incertidumbre

Todos los aspectos de una evaluación del Estado Verde implican incertidumbres. Las Directrices de la Lista Roja de la UICN ya contienen documentación detallada sobre el tratamiento de la incertidumbre en la determinación de la categoría y los criterios actuales de la Lista Roja (Akçakaya et al. 2000; Comité de Estándares y Peticiones de la UICN 2019). El nivel de incertidumbre suele ser mayor en una evaluación del Estado Verde, por ejemplo, cuando se intenta determinar la Puntuación Verde contrafactual o las puntuaciones verdes futuras, porque no hay forma de observar realmente lo que habría ocurrido en ausencia de la conservación pasada, ni lo que ocurrirá en el futuro. Por lo tanto, para que el sistema sea sólido será necesario que los evaluadores elijan los estados de la unidad espacial que consideren más probables, con una justificación clara y explícita, además de indicar otros estados que puedan ser plausibles. Estas directrices acabarán imitando las de la Lista Roja, tanto en lo que respecta a la gestión de la incertidumbre como a la actitud ante el riesgo.

En el caso de las evaluaciones del Estado Verde, es importante registrar la incertidumbre en el estado de cada unidad espacial. Por ejemplo, una especie puede considerarse Viable (puntuación 6) en una unidad espacial determinada, pero con Presente (3) y Funcional (9) como categorías plausibles a la vez. En circunstancias extremas, una especie de una unidad determinada puede ocupar la categoría de Datos insuficientes, si existe la posibilidad de que su estado en esa unidad espacial varíe de Ausente a Funcional (0-9). Por lo tanto, la categoría de datos insuficientes no corresponde a un estado explícito separado de los demás, sino que está implícita en los valores inferiores y superiores especificados para una unidad espacial determinada.

La incertidumbre sobre el estado en cada unidad espacial se debe indicar de forma explícita mediante un procedimiento que consta de varios pasos (Speirs-Bridge et al. 2010, Burgman et al. 2011), respondiendo a las preguntas siguientes:

1. ¿Cuál es el valor más bajo plausible?
2. ¿Cuál es el valor más alto plausible?
3. ¿Cuál es su mejor estimación (el valor más probable)?

Si más de un evaluador está evaluando el estado, se deberá seguir un procedimiento de obtención de información estructurado (véase McBride et al. 2012 para más detalles).

Partiendo de la incertidumbre relativa al estado de las unidades espaciales, se calculan los cuatro indicadores de impacto de la conservación de la especie con valores de mejor estimación, mínimos y máximos. Por ejemplo, el Legado de conservación (*L*) se indica como *L*_{mejor}, *L*_{mín} y *L*_{máx}, es decir, los valores correspondientes a mejor estimación, mínimo y máximo respectivamente.

10. Categorías

El sistema relativo al Estado Verde es relativamente complejo, ya que además de incluir una Puntuación de Recuperación de la Especie también implica la elaboración de cuatro indicadores de impacto de la conservación para cada especie, ya que trata de responder a una serie de cuestiones diferentes (sección 2). Sin embargo, cada una de estas preguntas va dirigida a un público diferente (por ejemplo, público en general, políticos, responsables de la conservación, investigadores, donantes), por lo que cualquier informe o síntesis de evaluaciones podría incluir únicamente un subconjunto de los resultados.

La comunicación de la Puntuación de Recuperación de la Especie y de los cuatro indicadores de impacto de la conservación se simplifica aún más si se convierten las puntuaciones numéricas en categorías. Esto se asemeja en términos conceptuales al sistema de la Lista Roja, por el que se divide el proceso de riesgo de extinción futura en las principales categorías de la Lista Roja, de LC a CR (Collen et al. 2016), y la probabilidad de que una especie se extinga en las categorías de extinta, posiblemente extinta y existente (Akçakaya et al. 2017).

La Puntuación de Recuperación de la Especie oscila entre el 0% y el 100%. Los valores correspondientes a los cuatro indicadores de impacto de la conservación también oscilan en su mayoría entre el 0% y el 100%, aunque pueden incluir valores negativos en algunos casos. Con el fin de contextualizar y permitir la interpretación del valor porcentual del indicador, así como de poner de relieve los casos de impacto de la conservación destacado, esta gama de valores se divide en categorías, mediante los umbrales que se indican en el Estándar. Los umbrales se han determinado a partir de los casos de prueba de 181 especies. Se establecieron para que fueran significativos (por ejemplo, para captar lo que la mayoría de los evaluadores entienden por conservación de alto impacto), y para que fueran útiles (por ejemplo, para que el número de especies de cada categoría no resultara insuficiente ni desmedido). Esto es similar a la forma en que se consideran útiles los umbrales de la Lista Roja (Collen et al. 2016; Comité de Estándares y Peticiones de la UICN 2019). Con respecto a cada indicador, las reglas se evalúan en el orden indicado en el Estándar y, si se cumple la condición indicada para una categoría, no se evalúan más categorías.

En cuanto a la Puntuación de Recuperación de la Especie, el valor del 100% corresponde a Totalmente recuperada. Sin embargo, las especies que no se han beneficiado de la conservación (es decir, con un valor de Legado de conservación del 0%) pero que también tienen una Puntuación de Recuperación de la Especie del 100% se clasifican como "No mermadas" porque el concepto de recuperación no es relevante en estos casos. Una Puntuación de Recuperación de la Especie del 0% corresponde a la extinción (es decir, la especie está Ausente en todas las unidades espaciales). Los valores entre el 0% y el 100% se dividen en cuatro categorías que representan el grado de reducción (Ligeramente mermada, Moderadamente mermada, Mayormente mermada, Gravemente mermada), basándose en los umbrales indicados en el Estándar. Si la incertidumbre es alta (definida como un rango de valores plausibles >40%), la Categoría Recuperación de la Especie se establece como Indeterminada.

Los valores de los cuatro indicadores de impacto de la conservación se clasifican como Elevado, Medio, Bajo, Cero, Negativo o Indeterminado (por ejemplo, una especie podría tener una Dependencia de la conservación media). En el caso de los indicadores de impacto de la conservación, si el valor mínimo es inferior al 0% y el valor máximo es superior al 40%, la categoría se establece como Indeterminada y no se comprueban más factores.

Con respecto a cada indicador, la categoría Elevado se puede alcanzar en los casos siguientes: cuando el valor numérico es superior al 40%; cuando el valor numérico es bajo, pero representa la evitación de la extinción; o cuando el valor numérico es bajo, pero es sustancial en comparación con la puntuación Actual (como se define en el Estándar).

Si el indicador no se clasifica en la categoría Elevado, pero su valor es superior al 10%, se clasifica en la categoría Medio. En caso contrario, se clasifica en una de las categorías Bajo (>0%, <10%), Cero (0%) o Negativo (<0%).

Obsérvese que para ciertos tipos de uso (por ejemplo, el análisis de múltiples especies para una publicación científica), las puntuaciones numéricas (porcentajes), así como sus incertidumbres, serían más apropiadas, ya que permitirían una representación más completa de los resultados que podría perderse con las categorías más generales.

11. Evaluaciones regionales (incluidas las evaluaciones nacionales)

Se pueden realizar evaluaciones del Estado Verde a escalas espaciales regionales, aunque para ello hay que tener muy en cuenta los aspectos del "área de distribución" y de las "partes del área de distribución" de la definición de "Totalmente recuperada". Las evaluaciones regionales (que incluyen evaluaciones nacionales) solo se deben realizar después de los pasos 1, 2 y 3 de una evaluación global (como se describe en el documento *Instrucciones de evaluación, Estado Verde de las Especies de la UICN*). Estos pasos implican la determinación del área de distribución global autóctona y adicional prevista, la delimitación de las unidades espaciales (las partes del área de distribución) y la definición y cuantificación de la funcionalidad.

En la medida de lo posible, el área de distribución de la especie objeto de una evaluación regional debe incluir una o más de las unidades espaciales de la evaluación mundial en su totalidad. En otras palabras, las evaluaciones regionales o nacionales no deben dividir una unidad espacial determinada y delineada a efectos de una evaluación global. La inclusión de unidades espaciales completas (de la evaluación mundial) en las evaluaciones regionales permitirá combinar los resultados de dos o más evaluaciones regionales y, por tanto, facilitar el flujo de información de las evaluaciones regionales a las mundiales.

12. Información requerida y recomendada

Una evaluación del Estado Verde de las Especies de la UICN incluye el estado de cada unidad espacial en cada escenario (Actual, Actual contrafactual, Futuro con conservación, Futuro sin conservación, Potencial a largo plazo), las Puntuaciones Verdes derivadas de estos estados, los indicadores y categorías de impacto de la conservación resultantes, así

como una serie de información de apoyo (documentación). El propósito de proporcionar información de apoyo con la evaluación es:

1. Apoyar y justificar adecuadamente cada evaluación del Estado Verde.
2. Permitir un análisis básico del Estado Verde entre las especies.
3. Permitir a los usuarios buscar y encontrar información en el sitio web.

Cuanta más información de apoyo pertinente se adjunte a una evaluación, más útil será esta para los tres fines mencionados. La información de apoyo que debe incluirse en la evaluación del Estado Verde corresponde a dos niveles.

12.1. *Información de apoyo requerida*

Para que una evaluación del Estado Verde se pueda publicar, se debe proporcionar información de apoyo (véase el cuadro 4). Una evaluación del Estado Verde de las especies solo puede llevarse a cabo cuando ya existe una evaluación de la Lista Roja para la misma especie. No es necesario publicar la evaluación de la Lista Roja, pero debe figurar ya en el SIS. Además, una evaluación del Estado Verde de una especie no puede presentarse para que sea publicada a menos que también se haya presentado con el mismo fin la evaluación de la Lista Roja correspondiente. Por lo tanto, según la información de apoyo requerida que se proporciona a continuación, es necesario que se cumplan los requisitos de información 1-13 detallados en el anexo 1, cuadro 1, de la publicación *Rules of Procedure for IUCN Red List Assessments*. Tenga en cuenta que algunas informaciones solo son necesarias en determinadas circunstancias (cuadro 5). Una evaluación del Estado Verde debe incluir siempre la Puntuación Verde Actual (aunque no se haya completado ninguna otra evaluación para ningún otro periodo de tiempo). Esto proporciona una medida de la distancia respecto a la recuperación total, también conocida como Puntuación de Recuperación de la Especie.

12.2. *Información de apoyo recomendada*

La información de apoyo recomendada no es esencial para que se acepte la publicación de una evaluación del Estado Verde, aunque es recomendable proporcionar la máxima información posible para apoyar los esfuerzos de conservación. Véase el cuadro 6 y el apéndice 1.

Cuadro 4: Información de apoyo requerida para todas las evaluaciones presentadas para el Estado Verde de las Especies de la UICN. Las evaluaciones que no incluyan toda la información indicada en este cuadro se devolverán a los evaluadores.

Información requerida	Propósito	Notas orientativas
1. Año de referencia del área de distribución autóctona	Aclarar la fecha de referencia utilizada para el área de distribución autóctona	Ver la sección 4.1.
2. Texto explicativo en el que se defina el área de distribución autóctona en el año de referencia indicado, y (si procede) el área de distribución adicional prevista	Describir el área de distribución de la especie en el año de referencia indicado y las zonas que se espera que sean adecuadas y habitadas por la especie en los próximos 100 años	Proporcionar fuentes de pruebas que justifiquen la delimitación del área de distribución autóctona y (en su caso) de la adicional prevista (subfósiles, registros históricos, retroproyección de la idoneidad del hábitat, etc.)
3. Mapa del SIG donde se delimite el área de distribución de la especie, distinguiendo específicamente el área de distribución autóctona y (si procede) el área de distribución adicional prevista. En el caso de las especies sensibles, véanse las directrices de documentación de la Lista Roja.	Visualizar la distribución de las especies en el sitio web, tanto en el pasado como con proyección de futuro Fundamentar la planificación de la conservación	Utilizar la mejor información disponible para construir un mapa que refleje con precisión el área de distribución en el año de referencia (véase Grace et al. 2019). Las partes del área de distribución autóctona en las que la especie no se encuentra actualmente se deberán codificar mediante los códigos de presencia "Posiblemente extinto" o "Extinto"; el área de distribución adicional prevista se deberá codificar mediante el código de presencia "Existente en el futuro".
4. Nombre y descripción breve de la ubicación y extensión de cada unidad espacial, así como la base para su definición	Para facilitar la referencia a las unidades espaciales en la evaluación del Estado Verde de las especies, y aclarar la base sobre la que se han delineado estas unidades	Ver la sección 4.2. La justificación de la delimitación de la unidad espacial debe estar en relación con el área de distribución autóctona (no con el área de distribución actual).
5. Codificación de la(s) función(es) ecológica(s) de las especies	Permitir la inclusión de la funcionalidad de las especies en la evaluación del Estado Verde de las especies	Ver la sección 4.5 y Akçakaya et al. (2020)
6. Definición de cómo se demostraría la funcionalidad de las especies dentro de una unidad espacial	Permitir la inclusión de la funcionalidad de las especies en la evaluación del Estado Verde de las especies	Ver la sección 4.5 y Akçakaya et al. (2020)
7. Valores Mínimo, Máximo y Mejor (estimación más probable) del estado en cada unidad espacial para cada escenario evaluado	Evaluar el estado de las especies en la unidad espacial Reflejar la incertidumbre sobre el estado en cada unidad espacial	Ver las secciones 4.3, 4.4, 4.5, 4.6 y el Estándar

Información requerida	Propósito	Notas orientativas
8. Una justificación breve del estado en cada unidad espacial para cada escenario evaluado	Justificar el estado seleccionado en cada unidad espacial y matizar o explicar el contrafactual para cada periodo de tiempo evaluado	Debatir cualquier inferencia, suposición o incertidumbre relacionada con la interpretación de los datos y la información. La justificación debe proporcionar una base suficiente para que los revisores entiendan cómo se ha realizado la evaluación. Véanse las secciones de 5 a 8.
9. Puntuación de Recuperación de la Especie y Categoría de Recuperación de la Especie [se calculan automáticamente una vez que el evaluador cumplimenta la información relativa a los estados].	Proporcionar una medida general de la recuperación de la especie en el momento de la evaluación (expresada tanto en porcentaje como en categoría) para la especie, basada en los estados en todas las unidades espaciales.	Una evaluación del Estado Verde de las Especies debe incluir siempre una evaluación del estado correspondiente al menos al escenario "Actual" (aunque no se haya completado ninguna otra evaluación para ningún otro periodo de tiempo). La Puntuación Verde Actual (o Puntuación de Recuperación de la Especie) se calcula automáticamente como un porcentaje de la categoría Totalmente recuperada, basándose en el estado de cada unidad espacial y también se expresa como una categoría
10. Bibliografía (citada en su totalidad; con inclusión de fuentes de datos no publicadas, pero no de comunicaciones personales)	Fundamentar la evaluación y proporcionar todas las fuentes de datos e información que se utilizan para apoyar la evaluación del Estado Verde de las Especies	En el SIS, las referencias se registran en el Gestor de Referencias.
11. Nombres y datos de contacto del evaluador o evaluadores y de al menos un revisor	Demostrar que se ha llevado a cabo el proceso de evaluación y revisión adecuado. Reconocimiento a las personas que han participado en la evaluación. Permitir que se pueda contactar fácilmente con los evaluadores y revisores en caso de que se cuestione el contenido de la evaluación	Todos los datos de contacto se almacenan en el SIS; en el sitio web solo se muestran los nombres. Es recomendable recurrir a más de un revisor en determinados casos, entre los que se incluyen: i) las especies de importancia comercial; ii) las especies que han experimentado una auténtica mejora; o iii) las especies cuyas evaluaciones pueden ser controvertidas por otros motivos. Asimismo, el hecho de registrar a los colaboradores, compiladores y facilitadores permite su reconocimiento en el sitio web, aunque no es un requisito.
12. Respuestas a las preguntas de autoevaluación	Proporcionar más documentación sobre las inferencias realizadas en la evaluación	Las preguntas se encuentran en el apéndice I.

Cuadro 5: Información de apoyo requerida para las evaluaciones del Estado Verde de las Especies en condiciones específicas. La lista de información de apoyo requerida (bajo condiciones específicas) es esencial para todas las evaluaciones que cumplan las condiciones que se indican a continuación. Las evaluaciones de los taxones que cumplan estas condiciones y que no incluyan toda la información indicada a continuación se devolverán a los evaluadores.

Información requerida (en condiciones específicas)	Situación específica	Propósito	Notas orientativas
Indicadores y categorías de impacto de la conservación [calculados automáticamente una vez que el evaluador completa los estados]	Para cualquier evaluación del Estado Verde de las Especies en la que se desee documentar el impacto de la conservación pasada y/o futura	Identificar el estado de la especie en relación con cada una de los cuatro indicadores de impacto de la conservación Facilitar la funcionalidad del sitio web Permitir la realización de análisis básicos	Los indicadores se calculan como la diferencia entre dos Puntuaciones Verdes. Cada una puede variar potencialmente de 0 a 100%, y cada indicador se divide en categorías según un conjunto de umbrales definidos (ver la sección 10).
Duración de la generación	Si cualquier unidad espacial cumple los criterios de cualquier categoría de la Lista Roja de especies amenazadas bajo los criterios A o C1.	Determinar si la unidad espacial cumple los criterios del estado Viable.	Ver la versión actual de las <i>Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN</i> . Si esta información difiere de la utilizada en una evaluación de la Lista Roja (o no aparece en la evaluación de la Lista Roja), se deberá justificar su obtención.
Categoría y criterios de la Lista Roja (en cada unidad espacial) correspondientes al período de tiempo evaluado	En el caso de cualquier evaluación del Estado Verde de las Especies en una unidad espacial que utilice el Estado de Alta resolución	Apoyar el Estado de Alta resolución seleccionado en cada unidad espacial	Ver la sección 4.3, <i>Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN</i> , y la versión actual de las <i>Directrices para el uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN</i> .
Año de inicio de las acciones de conservación	Si se han llevado a cabo o se están llevando a cabo acciones de conservación	Apoyar la estimación del estado Actual contrafactual	

Cuadro 6: Información de apoyo recomendada para las evaluaciones del Estado Verde de las Especies

Información recomendada	Propósito	Notas orientativas
1. Mapas de distribución del SIG, o texto explicativo detallado en el que se describa la delimitación de las unidades espaciales	Describir los límites de las especies según las unidades espaciales individuales	
2. Codificación de las principales amenazas que se aplican al considerar el estado en cada unidad espacial con respecto al escenario evaluado	Indicar los principales factores que han afectado plausiblemente al estado de la especie Permitir la realización de análisis básicos	Estos complementan la información contenida en la justificación breve y deben seguir el esquema de clasificación de amenazas de la UICN. Con respecto al período actual, deben coincidir con la evaluación de la Lista Roja.
3. Codificación de las acciones de conservación importantes que se aplican al estimar el estado en cada unidad espacial con respecto al escenario evaluado	Indicar las acciones importantes que provocaron el cambio de estado previsto en la unidad espacial (que el evaluador deberá haber considerado y explicado en la justificación) Permitir la realización de análisis básicos	Estos códigos complementan la información contenida en la justificación breve y deben seguir el esquema de clasificación de las acciones de conservación de la UICN. Con respecto al período actual, deben coincidir con la evaluación de la Lista Roja.
4. Categorías y criterios de la Lista Roja de especies para cada escenario	Complementar las categorías de impacto de la conservación	Para comparar cómo se espera que evolucionen conjuntamente la recuperación y el riesgo de extinción, se puede evaluar la categoría de la Lista Roja de la UICN de la especie en su conjunto en cada escenario. Debe expresarse como Mínima, Máxima y Mejor estimación, e indicando los criterios que se han cumplido.

13. Bibliografía

- 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. y 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. y 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. y 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. y 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 y 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. y 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. y 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. y 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. y 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 y 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. y Akçakaya, H.R. 2016. Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters* 12: 20150843.
- Comité de Estándares y Peticiones de la UICN 2019. *Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN*. Versión 14. Publicación elaborada por el Comité de Estándares y Peticiones de la CSE de la UICN.
<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

- Crees, J. J., A. C. Collins, P. J. Stephenson, H. M. R. Meredith, R. P. Young, C. Howe, M. R. S. Price y 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. y 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 y 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 y 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. En M. Birnbaum & P. Mickwitz (Eds.), *Environmental program and policy evaluation: Addressing methodological challenges. New Directions for Evaluation*, 122, 75-84.
- Ferraro, P. J. y S. K. Pattanayak. 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biol* 4:e105.
- Ferraro, PJ, McIntosh, C y 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 y 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. y 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. y 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. y 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. y 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. y Hoffmann, M., 2019. Using historical and palaeoecological data to inform ambitious species recovery targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374(1788): 20190297.
- Grupo de Trabajo Técnico de la Lista Roja de la UICN. 2019. Mapping Standards and Data Quality for IUCN Red List Spatial Data. Versión 1.18. Publicación elaborada por el Grupo de Trabajo de

Estándares y Peticiones del Comité de la Lista Roja de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN

- Hartway, C. y 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 y otros 172 autores. 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 y 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 y R. S. Waples. 2012. Red flags: correlates of impaired species recovery. *Trends in Ecology & Evolution* 27:542-546.
- Jones, K. W. y 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 y 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 y 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. Khoyetskyy, D.M. Waller y 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. y 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 y A. Upgren. 2016. Determinants of bird conservation-action implementation and associated population trends of threatened species. *Conservation Biology* 30:1338-1346
- MacPhee, R.D.E. y Flemming, C (1999) Requiem aeternum: the last five hundred years of mammalian species extinctions. En: MacPhee RDE, editor. *Extinctions in Near Time: Causes, Contexts, and Consequences*. Nueva York: Kluwer Academic/Plenum. pp. 333-372.
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. En 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. y 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. y 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 y J. Thorbjarnarson. 2011. What does it mean to successfully conserve a (vertebrate) species? *BioScience* 61:39-48.
- Regan, H. M., A. D. Syphard, J. Franklin, R. M. Swab, L. Markovchick, A. L. Flint, L. E. Flint y 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 y 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 y 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 y 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, y M. C. Neel. 2010. Conservation-reliant species and the future of conservation. *Conservation Letters* 3:9 1-97.
- Shoemaker, K.T. y H.R. Akçakaya. 2015. Inferring the nature of anthropogenic threats from long-term abundance records. *Conservation Biology* 29: 238-249.
- Smokorowski, K.E. y 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. y 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. y 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. y 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 y S. Munch. 2012. Detecting causality in complex ecosystems. *Science* 338:496-500.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman y 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. y 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 y 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, y A. Norkko. 2006. Functional role of large organisms in intertidal communities: Community effects and ecosystem function. *Ecosystems* 9:1029-1040.
- UICN 2012. *Directrices para el Uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a Nivel Regional y Nacional*: Versión 4.0. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. iii + 41pp. <https://www.iucnredlist.org/resources/regionalguidelines>
- UICN 2013a. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Versión 1.0. Gland, Suiza: Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, viiii + 57 pp. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-009.pdf>
- UICN 2013b. *Documentation standards and consistency checks for IUCN Red List assessments and species accounts*. Cambridge, Reino Unido y Gland, Suiza: Comité de la Lista Roja de la UICN y Comité de Supervivencia de Especies (CSE) de la UICN, 65 pp. http://www.iucnredlist.org/documents/RL_Standards_Consistency.pdf
- UICN 2016. Un Estándar Global para la Identificación de Áreas Clave para la Biodiversidad (ACB), Versión 1.0. Primera edición. Gland, Suiza: UICN
- Westwood, A., E. Reuchlin-Hughenoltz y 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. y 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.

Apéndice 1. Creación de escenarios para estimar los indicadores de impacto de la conservación

En este apéndice se proporcionan directrices para que los evaluadores puedan crear escenarios con el fin de estimar los cuatro indicadores de impacto de la conservación (Legado de conservación, Dependencia de la conservación, Ganancia de conservación y Potencial de recuperación).

Parte 1: Elaboración de un contrafactual para estimar el Legado de conservación

1.1. ¿Se llevó a cabo alguna acción de conservación en el año 1950 que pudiera haber afectado a esta especie? ¿Se ha puesto en marcha alguna acción desde 1950?
Responda Sí si la respuesta en cualquiera de las dos es afirmativa y No si en ambas la respuesta es negativa.

No es necesario que las acciones de conservación se hayan llevado a cabo únicamente en beneficio de esta especie (por ejemplo, también se tienen en consideración las leyes sobre la vida silvestre, la legislación medioambiental, el establecimiento de un área protegida, etc.). También hay que tener en cuenta que, en algunos casos, las acciones de conservación pueden haber ocurrido fuera del área de distribución de la especie, pese a haber tenido un efecto sobre ella (por ejemplo, campañas de reducción de la demanda en los países consumidores).

En caso afirmativo, continúe con el paso 1.2. Si la respuesta es NO, los estados Actual contrafactual y Actual son los mismos (es decir, Legado de Conservación = 0), y deberá pasar a la Parte 2.

1.2. Identificar las acciones de conservación que han afectado potencialmente al estado de las especies

Piense en términos generales: ¿cuál fue la primera acción de conservación que plausiblemente podría haber beneficiado a esta especie? Si esta acción todavía estaba en marcha o en vigor en el año 1950, se debería tener en cuenta en esta evaluación. Deben tenerse en cuenta todas las acciones de conservación posteriores (que estaban en vigor en 1950 o que se aplicaron después de 1950). Si no había ninguna acción en vigor en 1950, entonces se deberán tener en cuenta todas las acciones de conservación que se hayan puesto en vigor desde 1950.

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunas acciones de conservación se aplican a todas las unidades espaciales.

OPCIONAL: para asegurar que se tienen en cuenta todos los factores relevantes, se agiliza la evaluación y se ayuda a la coherencia entre los procesos (por ejemplo, las evaluaciones de la Lista Roja de la UICN y la planificación de la conservación), considere la posibilidad de

utilizar el esquema de clasificación de las acciones de conservación de la Lista Roja de la UICN.

1.3. ¿En qué año se iniciaron estas acciones de conservación?

Revise las acciones de conservación que se considerarán para esta evaluación (señaladas en el Paso 1.2). Indique el año en que comenzó la primera de estas acciones.

1.4. OPCIONAL: estimar el Estado anterior.

Si la fecha identificada en el paso 1.3 es anterior al año 1950, el estado anterior se deberá estimar en el año 1950. Si la fecha identificada en el paso 1.3 es posterior al año 1950, el Estado anterior se deberá estimar en esa fecha. Evalúe y registre el estado (Ausente, Presente, Viable, Funcional) de cada unidad espacial en la fecha apropiada para estimar el Estado anterior.

Si no necesita o no desea realizar este paso de contextualización, continúe con el paso 1.5.

1.5. Identificar los principales factores que han afectado plausiblemente al estado de la especie desde el año señalado en el paso 1.3.

Piense en los factores positivos y negativos (es decir, las ventajas y las amenazas). Debe tener en cuenta tanto los factores antropogénicos como los naturales.

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunos factores se aplican a todas las unidades espaciales.

*OPCIONAL: para asegurar que se tienen en cuenta todos los factores relevantes, se agiliza la evaluación y se ayuda a la coherencia entre los procesos (por ejemplo, las evaluaciones de la Lista Roja de la UICN y la planificación de la conservación), considere la posibilidad de utilizar los esquemas de clasificación de la Lista Roja de la UICN, prestando atención a la diferencia entre "**amenazas**" y "**tensiones**" tal como se definen en sus esquemas de clasificación respectivos. A efectos de este paso, un factor negativo puede ser una amenaza o una tensión.*

1.6. Teniendo en cuenta los factores identificados en el paso 1.5, ¿cuál cree que sería el estado actual de la especie en ausencia de las acciones de conservación identificadas en el paso 1.2?

Teniendo en cuenta las pruebas, ¿habrían dado lugar estos factores a que la especie tuviera una Puntuación Verde diferente hoy en día si no se hubieran realizado acciones de

conservación? ¿Cree que los factores (ventajas o amenazas) habrían seguido afectando a la especie al mismo nivel en ausencia de la conservación?

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunos factores y acciones de conservación se aplican a todas las unidades espaciales.

1.7. Según las pruebas, ¿es probable que las acciones de conservación señaladas en el paso 1.2 hayan evitado la introducción de nuevas amenazas o hayan creado potencialmente nuevas amenazas? ¿Cómo cambia esto la respuesta que ha proporcionado en el paso 1.6?

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunos factores y acciones de conservación se aplican a todas las unidades espaciales.

1.8. En función de sus respuestas a las preguntas 1.6 y 1.7, y utilizando uno de los enfoques inferenciales enumerados en el cuadro 3 (o pruebas experimentales o cuasi experimentales si están disponibles), registre el estado previsto (Ausente, Presente, Viable o Funcional) en cada unidad espacial en ausencia de acciones de conservación.

Este es el escenario Actual contrafactual, y la diferencia entre la Puntuación Verde generada en este escenario y la Puntuación Verde Actual constituye el Legado de Conservación.
--

Parte 2: Desarrollo de escenarios para estimar la Dependencia de la conservación y la Ganancia de conservación

2.1. Enumerar todas las acciones de conservación actualmente en curso.

Recuerde que no es necesario que las acciones de conservación se hayan llevado a cabo únicamente en beneficio de esta especie (por ejemplo, también se tienen en consideración la vida silvestre, la legislación medioambiental, el establecimiento de un área protegida, etc.). También hay que tener en cuenta que, en algunos casos, las acciones de conservación pueden haber ocurrido fuera del área de distribución de la especie, pese a haber tenido un efecto sobre la especie.

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunas acciones de conservación se aplican a todas las unidades espaciales.

OPCIONAL: para asegurar que se tienen en cuenta todos los factores relevantes, se agiliza la evaluación y se ayuda a la coherencia entre los procesos (por ejemplo, las evaluaciones de la Lista Roja de la UICN y la planificación de la conservación), considere la posibilidad de utilizar el esquema de clasificación de las acciones de conservación de la Lista Roja de la UICN.

2.2. Enumerar las acciones de conservación adicionales que se aplicarán en el plazo de un año a partir de esta evaluación.

Para incluir acciones de conservación adicionales, deben ser acciones para las que se cumplan todas las condiciones requeridas y se disponga de todos los recursos necesarios, o sea muy probable que se disponga de ellos en el transcurso del año. Esto requiere una carga de la prueba "más allá de toda duda razonable".

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunas acciones de conservación se aplican a todas las unidades espaciales.

En conjunto, los pasos 2.1 y 2.2 dan como resultado una lista de las acciones que hay que tener en cuenta a la hora de generar la Referencia actual, una referencia dinámica con la que evaluar la Dependencia de la conservación y la Ganancia de conservación. Los evaluadores que no deseen estimar una referencia dinámica pueden utilizar por defecto una referencia estática de la Puntuación Verde Actual para evaluar la Dependencia y la Ganancia.

2.3. Enumerar las acciones de conservación adicionales que se prevé aplicar en los 10 años siguientes a esta evaluación.

Los planes de estas acciones no tienen por qué ser definitivos y pueden ser deseables, aunque sí deben ser factibles. Esto podría incluir acciones que figuren en un Plan de acción sobre especies, o que estén previstas en las propuestas de financiamiento o en la planificación gubernamental. Deben incluir un plazo de tiempo e, idealmente, una evaluación del costo y el resultado probable de la acción.

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunas acciones de conservación se aplican a todas las unidades espaciales.

En conjunto, los pasos de 2.1 a 2.3 dan como resultado una lista de las acciones de conservación que se deben tener en cuenta al evaluar la Puntuación Verde Futuro con conservación y Futuro sin conservación.

2.4. Identificar los principales factores, aparte de las acciones de conservación, que afectarán al estado de las especies en el futuro.

Piense en los factores positivos y negativos (es decir, las ventajas y las amenazas). Debe tener en cuenta tanto los factores antropogénicos como los naturales.

Se deben tener en cuenta tanto los factores actuales como los que se espera que surjan en los próximos 10 años, según los datos disponibles. Asegúrese de tener en cuenta los cambios en el tamaño de la población, la densidad, la distribución espacial y la estructura de edad que puedan afectar a la funcionalidad de la especie, así como los que puedan afectar a su permanencia en la unidad espacial.

También hay que tener en cuenta los factores cuya aparición es improbable, pero que tendrían un gran efecto sobre el estado de la especie si se produjeran. Por ejemplo, los tifones o las inundaciones en zonas que no son propensas a ellos, las enfermedades emergentes o la aparición de un mercado negro en relación con la especie.

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunos factores se aplican a todas las unidades espaciales.

*OPCIONAL: para asegurar que se tienen en cuenta todos los factores relevantes, se agiliza la evaluación y se ayuda a la coherencia entre los procesos (por ejemplo, las evaluaciones de la Lista Roja de la UICN y la planificación de la conservación), considere la posibilidad de utilizar los esquemas de clasificación de la Lista Roja de la UICN, prestando atención a la diferencia entre "**amenazas**" y "**tensiones**" tal como se definen en sus esquemas de clasificación respectivos. A efectos de este paso, un factor negativo puede ser una amenaza o una tensión.*

2.5. Estimar la Dependencia de la conservación

2.5a. Teniendo en cuenta los factores identificados en el paso 2.4, y utilizando uno de los enfoques inferenciales enumerados en el cuadro 3 (o pruebas experimentales o cuasi experimentales si están disponibles), ¿cuál cree que será el estado de la especie en 10 años en ausencia de las acciones de conservación identificadas en los pasos de 2.1-2.3?

Además del estado más probable, debe especificar las posibilidades "superiores" e "inferiores", para reflejar la incertidumbre, así como la inclusión o exclusión de eventos poco probables que puedan tener impactos importantes.

Se debe tener en cuenta el ciclo vital de la especie (por ejemplo, la duración de la generación y la tasa de reproducción) para proporcionar límites realistas sobre el crecimiento de la población al proyectar el estado de la especie desde el presente hasta el futuro.

Asegúrese de tener en cuenta los cambios en el tamaño de la población, la densidad, la distribución espacial y la estructura de edad que puedan afectar a la funcionalidad de la especie, así como los que puedan afectar a su permanencia en la unidad espacial.

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunos factores se aplican a todas las unidades espaciales.

2.5b. OPCIONAL: teniendo en cuenta los factores identificados en el paso 2.4, y utilizando uno de los enfoques inferenciales enumerados en el cuadro 3 (o pruebas experimentales/cuasi experimentales si están disponibles), ¿cuál cree que será el estado de la especie en cada unidad espacial en 10 años en presencia únicamente de las acciones de conservación identificadas en los pasos de 2.1-2.2?

La Puntuación Verde generada en este escenario corresponde al valor de la Referencia actual dinámica con la que deben compararse las Puntuaciones Verdes Futuro con conservación y Futuro sin conservación. La alternativa a este paso es utilizar la Puntuación Verde Actual como Referencia actual estática.

Además del estado más probable, debe especificar las posibilidades "superiores" e "inferiores", para reflejar la incertidumbre, así como la inclusión o exclusión de eventos poco probables que puedan tener impactos importantes. Se debe tener en cuenta el ciclo vital de la especie (por ejemplo, la duración de la generación y la tasa de reproducción) para proporcionar límites realistas sobre el crecimiento de la población al proyectar el estado de la especie desde el presente hasta el futuro.

Asegúrese de tener en cuenta los cambios en el tamaño de la población, la densidad, la distribución espacial y la estructura de edad que puedan afectar a la funcionalidad de la especie, así como los que puedan afectar a su permanencia en la unidad espacial.

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunos factores se aplican a todas las unidades espaciales.

2.5c. Según las pruebas, ¿es probable que las acciones de conservación señaladas en los pasos de 2.1 a 2.3 vayan a evitar la introducción de nuevas amenazas sustantivas o puedan llegar a crear nuevas amenazas? ¿Cómo cambia esto la respuesta que ha proporcionado en el paso 2.5a?

2.5d. Registrar el estado esperado (Ausente, Presente, Viable o Funcional) en cada unidad espacial en ausencia de cualquier acción de conservación futura (como se describe en los pasos de 2.1 a 2.3).

La diferencia entre la Puntuación Verde generada en este escenario de Futuro sin conservación y la Puntuación Verde de Referencia actual constituye la Dependencia de la conservación.

2.6. Estimar la Ganancia de conservación

2.6a. Teniendo en cuenta los factores identificados en el paso 2.4, y utilizando uno de los enfoques inferenciales enumerados en el cuadro 3 (o pruebas experimentales o cuasi experimentales si están disponibles), ¿cuál cree que será el estado de la especie dentro de 10 años si se mantienen o aplican todas las acciones de conservación de los pasos de 2.1 a 2.3?

Además del estado más probable, debe especificar las posibilidades "superiores" e "inferiores", para reflejar la incertidumbre, así como la inclusión o exclusión de eventos poco probables que puedan tener impactos importantes.

Se debe tener en cuenta el ciclo vital de la especie (por ejemplo, la duración de la generación y la tasa de reproducción) para proporcionar límites realistas sobre el crecimiento de la población al proyectar el estado de la especie desde el presente hasta el futuro.

Asegúrese de tener en cuenta los cambios en el tamaño de la población, la densidad, la distribución espacial y la estructura de edad que puedan afectar a la funcionalidad de la especie, así como los que puedan afectar a su permanencia en la unidad espacial.

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunos factores se aplican a todas las unidades espaciales.

2.6b. Basándose en uno de los enfoques inferenciales enumerados en el cuadro 3 (o en pruebas experimentales/cuasi experimentales si están disponibles), ¿cómo

espera que las acciones de conservación señaladas en los pasos de 2.1 a 2.3 modificarán los factores señalados en el paso 2.4?

Según las pruebas, ¿es probable que las acciones de conservación reduzcan los efectos de las amenazas señaladas en el paso 2.4 o eviten la aparición de nuevas amenazas?

Debe llevar a cabo esta operación para cada unidad espacial de forma individual, reconociendo al mismo tiempo que algunas acciones de conservación se aplican a todas las unidades espaciales.

2.6c. Registrar el estado esperado (Ausente, Presente, Viable o Funcional) en cada unidad espacial si se mantienen o implementan las acciones de conservación de los pasos de 2.1 a 2.3.

Esto se refiere al escenario Futuro con conservación.

La diferencia entre la Puntuación Verde generada en este escenario de Futuro con conservación y la Puntuación Verde de Referencia actual constituye la Ganancia de conservación.
--

Parte 3: Estimación del Potencial de recuperación

El objetivo de la Parte 3 es estimar el mejor escenario plausible para la especie que podría alcanzarse dentro de 100 años. Es importante señalar que esto NO representa necesariamente una visión u objetivo específicos en materia de conservación, sino que lo que se pretende es describir todas las oportunidades de acciones futuras de recuperación.

3.1. ¿Qué unidades espaciales actualmente ocupadas dejarán de estar disponibles para la especie dentro de 100 años (si es que hay alguna)?

Según las pruebas, ¿existen amenazas plausibles, imposibles de mitigar y sustanciales que podrían hacer que la especie se extinguiera en alguna unidad espacial?

3.2. ¿Existen unidades espaciales que no estén ocupadas actualmente, pero que podrían ser recolonizadas por la especie de forma natural o mediante su reintroducción?

Deben incluirse las unidades espaciales dentro del área de distribución autóctona que actualmente son inadecuadas pero que podrían convertirse en adecuadas dentro de 100 años, si se lleva a cabo la restauración del hábitat y/o la eliminación de las amenazas.

3.3. ¿Cabe la posibilidad de que dentro de 100 años la especie haya ocupado nuevas unidades espaciales?

Estas unidades espaciales se considerarían parte del **área de distribución adicional prevista** de la especie. Este es un escenario poco frecuente y no será aplicable en la mayoría de las evaluaciones de especies. Requiere que:

- i) La especie se traslade (o sea trasladada) fuera de su área de distribución autóctona, y
- ii) La nueva distribución no se pueda capturar mediante las unidades espaciales originales. Por ejemplo, si las unidades espaciales estuvieran delimitadas por ecorregiones, un cambio de área de distribución solo crearía una nueva unidad espacial si la especie se trasladara a una nueva ecorregión.

Cabe destacar que, si la especie es trasladada por el ser humano a una nueva zona fuera de su área de distribución autóctona, este traslado se deberá ajustar a la definición de "translocación con fines de conservación", tal y como la define la Lista Roja de la UICN, para que se contabilice como una nueva unidad espacial.

3.4. En los pasos de 3.1 a 3.3, se han identificado las unidades espaciales que podrían estar disponibles para la especie dentro de 100 años. Para cada unidad espacial, estimar el mejor estado posible que podría alcanzarse en 100 años.

En este escenario, no existen restricciones financieras ni de recursos. En otras palabras, en un escenario con presupuesto y recursos ilimitados, ¿cuál es el estado máximo (Ausente, Presente, Viable, Funcional) que podría alcanzarse en 100 años en cada unidad espacial, teniendo en cuenta las presiones no mitigables sobre la especie?

La diferencia entre esta Puntuación Verde generada en este escenario y la Puntuación Verde Actual constituye el Potencial de recuperación.
--

Paso final: Autorevisión

1. Comunicar cualquier posible conflicto de intereses que pueda condicionar la evaluación.

2. ¿Existe alguna discrepancia entre esta evaluación y la evaluación de la Lista Roja en relación con la especie?

En caso afirmativo, comente la razón probable de esta discrepancia.

3. Revisar el impacto que ha asignado a los distintos factores y acciones de conservación.

¿Sería muy diferente la trayectoria de la especie si se tomaran otras decisiones? En caso afirmativo, revise la justificación de estas decisiones. Si procede, amplíe los límites (cambie los valores plausibles inferior y superior) para reflejar la incertidumbre introducida por la posibilidad de estas otras decisiones.

Apéndice 2. Cuestiones que deben tener en cuenta los revisores externos

Se recomienda que cada evaluación sea revisada por al menos dos expertos.

1. Comunique cualquier posible conflicto de intereses que pueda condicionar su revisión.
2. Tras revisar la evaluación y teniendo en cuenta su conocimiento personal de la especie y de la región, ¿se le ocurren otros factores que podrían afectar al estado de la especie además de los enumerados por los evaluadores?
3. ¿Se le ocurren otras acciones de conservación que puedan haber tenido un impacto en el estado de la especie además de las enumeradas por los evaluadores?
4. ¿Está en desacuerdo con la evaluación realizada por los evaluadores sobre el impacto de alguno de los factores o acciones de conservación sobre la especie? Por ejemplo, ¿está en desacuerdo con la evaluación de la extensión (espacial o temporal) del factor/acción, o su magnitud (en el caso de las acciones, la eficacia)?
5. ¿Está en desacuerdo con alguna de las afirmaciones probabilísticas realizadas por los evaluadores (es decir, está en desacuerdo con que, según las pruebas, se observe un determinado resultado)?
6. ¿Considera que se ha tenido en cuenta adecuadamente la incertidumbre de los resultados?
7. ¿Tiene conocimiento de algún conflicto de intereses por parte de los evaluadores que no hayan documentado?
8. ¿Tiene alguna duda sobre el proceso de evaluación empleado?
9. ¿Cuál es el efecto de sus respuestas a 1-8 en la evaluación final realizada por los evaluadores?
10. ¿Recomienda que la evaluación sea devuelta para someterla a una valoración más exhaustiva?