الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Université Sétif 1- Ferhat ABBAS

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

جامعة سطيف1– فرحات عباس

كلية علوم الطبيعة والحياة



DEPARTEMENT ECOLOGIE ET ENVIRONNEMENT

POLYCOPIE DE COURS

Biologie de la conservation

Support pédagogique destiné aux étudiants de Master 1

Spécialité: Biodiversité et Environnement

Réalisé par : **Dr. SLIMANI Yassmina**

Année universitaire : 2025/2026

Présentation du module

Niveau : Master 1 **Spécialité :** Biodiversité et Environnement

Intitulé de la matière : Biologie de la conservation **Semestre :** 1 **Type : UEM1**

VHS : 45h00 **VHH :** 03h00 **Cours :** 01h30

Coefficient : 02 **Crédit :** 04

Objectifs de l'enseignement

Ce module vise à fournir aux étudiants les connaissances fondamentales en biologie de la conservation afin de comprendre les mécanismes qui régissent la biodiversité, son importance écologique, économique et sociale, ainsi que les principales causes de son érosion. Il permet d'analyser les effets des activités humaines et des changements environnementaux sur les espèces et les écosystèmes, tout en présentant les stratégies de conservation, la gestion des aires protégées, la restauration écologique et les politiques de protection de la nature. Le module développe également les compétences nécessaires à la réalisation d'inventaires biologiques, à la collecte et à l'analyse des données de terrain, ainsi qu'à l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces. À l'issue de cette formation, l'étudiant sera capable d'identifier les principaux enjeux de la conservation de la biodiversité et de proposer des approches adaptées pour une gestion durable des ressources naturelles.

Sommaire

Chapitre 1 : Introduction à la biologie de la conservation

1.1 Définition de la biologie de la conservation 2
1.2 Historique de la discipline 3
1.3 Objectifs de la biologie de la conservation 4
1.4 Principes fondamentaux de la biologie de la conservation 5
1.5 Enjeux mondiaux de la conservation 7
1.6 Enjeux de la conservation en Algérie 11

Chapitre 2 : Biodiversité et ses descripteurs

2.1 Définition de la biodiversité 14
2.2 Importance de la biodiversité 14
2.2.1 Importance écologique 14
2.2.2 Importance économique 15
2.2.3 Importance sociale et culturelle 15
2.2.4 Importance scientifique 15
2.3 Les niveaux de biodiversité 16
2.3.1 Diversité génétique 16
2.3.2 Diversité spécifique 16
2.3.3 Diversité des écosystèmes 17
2.4. Méthodes de mesure et indices de diversité 17
2.4.1. Importance de la mesure de la diversité biologique 17
2.4.2. Les méthodes d'échantillonnage 18
2.4.3. La richesse spécifique 19
2.4.4. L'abondance relative 19
2.4.5. L'indice de diversité de Shannon-Wiener 20
2.4.6. L'indice d'équitabilité de Pielou 21
2.4.7. L'indice de Simpson 21
2.4.8. Comparaison entre les indices de Shannon et de Simpson 22
2.4.9. Intérêt des indices de diversité en biologie de la conservation 22
2.5. Endémisme, rareté et espèces clés 22
2.5.1. Définition de l'endémisme 22
2.5.2 Les différents types d'endémisme 23
2.5.3 Importance de l'endémisme pour la conservation 25
2.6. La rareté 25
2.6.1 Définition 25
2.6.2 Les différentes formes de rareté 26

2.6.3 Les causes de la rareté 26
2.7 Les espèces clés 29
2.7.1 Définition 29
2.7.2. Les principales catégories d'espèces clés 29

Chapitre 3 : Menaces sur la biodiversité

3.1 Causes génétiques de l'érosion de la biodiversité 31
3.1.1 La diversité génétique 31
3.1.2 La dérive génétique 31
3.1.3 La consanguinité 32
3.1.4 L'effet fondateur 32
3.2 Causes démographiques de la disparition des espèces 33
3.2.1 Petite taille des populations 33
3.2.2 Les fluctuations démographiques 34
3.2.3 Les phénomènes stochastiques 34
3.3 Les principales menaces sur la biodiversité 34
3.3.1 La fragmentation des habitats 34
3.3.2 Les espèces exotiques envahissantes 35
3.3.3 Les pollutions 36

Chapitre 4 : Stratégies de conservation de la biodiversité

4.1 Principes généraux de la conservation 39
4.2 La conservation *in situ* 40
4.2.1 Définition 40
4.2.2 Les aires protégées 41
4.2.3 Avantages de la conservation *in situ* 43
4.2.4 Inconvénients de la conservation *in situ* 45
4.3 La conservation *ex situ* 46
4.3.1 Définition 46
4.3.2 Les banques de semences 47
4.3.3 Les jardins botaniques 49
4.3.4 Les zoos modernes 50
4.3.5 Les corridors écologiques et la restauration des habitats 52

Chapitre 5 : Inventaire de la biodiversité

5.1 Définition et objectifs de l'inventaire 56
5.1.1 Définition 56
5.2 Étapes d'un inventaire 56
5.2.1 Définition 57
5.2.2 Choix du site d'étude 57

5.2.3 Choix de la période d'échantillonnage 57
5.3 Les principales méthodes d'échantillonnage 57
5.4 Inventaire de la flore 58
5.4.1 Les quadrats 58
5.4.2 Les transects 58
5.5 Inventaire de la faune 58
5.5.1 Observation directe 59
5.5.2 Les points d'écoute 59
5.5.3 Capture-marquage-recapture 59
5.5.4 Les pièges photographiques 59

Chapitre 6 : Dénombrement et suivi de la biodiversité

6.1 Le dénombrement des populations 60
6.1.1 Définition 60
6.1.2 Importance du dénombrement 60
6.2 Estimation du nombre d'espèces 60
6.2.1 Richesse observée 60
6.2.2 Courbes d'accumulation des espèces 60
6.2.3 Estimateurs non paramétriques 61
6.3 Estimation de l'abondance des populations 61
6.3.1 Comptage direct 61
6.3.2 Échantillonnage 61
6.3.3 Densité de population 61
6.4 Les programmes de suivi à long terme 62
6.4.1 Objectifs 62
6.4.2 Principes d'un programme de suivi 62
6.4.3 Indicateurs biologiques 62
6.5 Technologies modernes pour le suivi de la biodiversité 62
6.5.1. Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) 63
6.5.2. Les drones 64
6.5.3. L'ADN environnemental (eDNA) 64

Chapitre 7 : Listes rouges et priorités de conservation

7.1 Les Listes rouges 66
7.1.1 Définition 66
7.1.2 Objectifs des Listes rouges 66
7.2 L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) 66
7.3 Les catégories de la Liste rouge 66
7.3.1 Espèces non évaluées (NE) 67

7.3.2 Données insuffisantes (DD) 67
7.3.3 Préoccupation mineure (LC) 67
7.3.4 Quasi menacée (NT) 67
7.3.5 Vulnérable (VU) 67
7.3.6 En danger (EN) 67
7.3.7 En danger critique d'extinction (CR) 67
7.3.8 Éteinte à l'état sauvage (EW) 67
7.3.9 Éteinte (EX) 67
7.4 Les critères d'évaluation de l'UICN 68
Critère A : Réduction de la population 68
Critère B : Aire de répartition 68
Critère C : Taille de la population 68
Critère D : Très petite population 68
Critère E : Analyse quantitative du risque 68
7.5 Les Listes rouges nationales et régionales 69
7.6 Les indicateurs de conservation 69
7.7 Intégration dans les politiques publiques 69
Références bibliographiques 71

Liste des figures

Figure 1: Illustration des conséquences de la fragmentation des habitats sur la biodiversité..... 8
Figure 2: : Différents types de pollution..... 9
Figure 3: Effets de la surexploitation des ressources naturelles 9
Figure 4: Impact de changement climatique sur la biodiversité..... 10
Figure 5:. Les niveau de la biodiversité..... 17
Figure 6: Illustration de la dérive génétique, de l'effet fondateur et de la consanguinité. 33
Figure 7: Le lac Tonga -Parc national d'El-Kala-…..... 43
Figure 8: Les banques de semences…… 48
Figure 9: Les différents types de corridors …… 53
Figure 10: Principales étapes de l'analyse de L'ADN environnemental……65
Figure 11: Structure des catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN…….68

Liste des tableaux

Tableau 1: Les parcs nationaux et leurs principales caractéristiques en Algérie 42
Tableau 2: Comparaison entre les approches *in situ et ex situ*..... 55

Introduction

La biodiversité constitue l'ensemble des formes de vie présentes sur Terre ainsi que les interactions qu'elles entretiennent entre elles et avec leur environnement. Elle comprend la diversité génétique, la diversité des espèces et la diversité des écosystèmes, qui assurent le fonctionnement des systèmes écologiques et le maintien des équilibres naturels (Primack, 2014).

Elle représente une ressource essentielle pour le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain. Les services écosystémiques qu'elle fournit comprennent notamment la production alimentaire, la régulation du climat, la fertilité des sols, la purification de l'eau, la pollinisation des cultures ainsi que de nombreuses ressources médicinales indispensables au développement économique et social (Groom et al., 2006).

Au cours des dernières décennies, les activités humaines ont provoqué une réduction rapide de la biodiversité à l'échelle mondiale. La déforestation, l'urbanisation, l'agriculture intensive, la pollution, la surexploitation des ressources naturelles et les changements climatiques sont aujourd'hui considérés comme les principales causes de cette dégradation (Primack, 2014).

Face à cette crise écologique, la biologie de la conservation s'est développée comme une discipline scientifique visant à comprendre les mécanismes responsables de l'érosion de la biodiversité et à proposer des stratégies efficaces de protection, de gestion et de restauration des espèces et des écosystèmes (Soulé, 1985).

Chapitre 1 : Introduction à la biologie de la conservation

1.1 Définition de la biologie de la conservation

La biologie de la conservation est une discipline scientifique multidisciplinaire qui étudie les causes de la perte de biodiversité et développe des méthodes permettant de préserver les espèces, les populations et les écosystèmes (Primack et al., 2022 ; Groom et al., 2014). La biologie de la conservation a été définie de différentes manières par plusieurs auteurs au fil de son évolution.

Soulé (1985), considéré comme le père fondateur de la biologie de la conservation, définit cette discipline comme *« une nouvelle science de la rareté et de la diversité »* (« *a new discipline addressing the dynamics and problems of perturbed species, communities and ecosystems* »). Selon lui, la biologie de la conservation est une science de crise (« crisis discipline ») qui vise à fournir des solutions scientifiques face à la disparition accélérée des espèces et à la dégradation des écosystèmes.

Primack (2014) définit la biologie de la conservation comme *« la science de la protection, de la gestion et de la restauration de la biodiversité »*. Cette définition met en évidence la dimension appliquée de la discipline, qui cherche non seulement à comprendre les causes de l'érosion de la biodiversité, mais également à mettre en œuvre des actions concrètes pour sa préservation.

Meffe et Carroll (1997) considèrent la biologie de la conservation comme *une discipline multidisciplinaire appliquée dont l'objectif est de protéger la diversité biologique à tous les niveaux d'organisation, depuis les gènes jusqu'aux écosystèmes, en s'appuyant sur les connaissances scientifiques et les principes de gestion durable*.

Hunter (1996) définit la biologie de la conservation comme *la science qui vise à maintenir les processus écologiques, à préserver la diversité génétique, les espèces et les communautés biologiques, tout en assurant leur utilisation durable par les générations présentes et futures*.

Groom et al., (2006) décrivent la biologie de la conservation comme *une science interdisciplinaire consacrée à la compréhension des facteurs responsables du déclin de la biodiversité et au développement de méthodes permettant d'empêcher l'extinction des espèces, de protéger les habitats naturels et de restaurer les écosystèmes dégradés*.

Sodhi et Ehrlich (2010) définissent la biologie de la conservation comme *la discipline scientifique qui étudie les causes de la perte de biodiversité et élabore des stratégies scientifiques, sociales et politiques destinées à préserver les espèces, les populations et les écosystèmes*.

Ces différentes définitions montrent que la biologie de la conservation est une discipline à la fois fondamentale et appliquée. Elle mobilise les connaissances de nombreuses sciences, notamment l'écologie, la génétique, la zoologie, la botanique, la géographie. Son objectif principal est de maintenir la biodiversité, de restaurer les écosystèmes dégradés et de promouvoir une gestion durable des ressources naturelles face aux pressions exercées par les activités humaines.

1.2 Historique de la discipline

L'évolution de la biologie de la conservation peut être résumée à travers les principales étapes suivantes :

Antiquité: Les premières formes de protection de la nature apparaissent avec la préservation de certaines forêts sacrées, sources d'eau et espaces naturels considérés comme ayant une valeur religieuse, culturelle ou spirituelle.

Moyen Âge: Plusieurs souverains instaurent des réserves de chasse et des forêts royales afin de réglementer l'exploitation des ressources naturelles, bien que ces mesures aient principalement un objectif économique ou politique.

XIXe siècle: Le mouvement moderne de protection de la nature prend son essor. Les premiers espaces naturels protégés sont créés afin de préserver les paysages, la faune et la flore.

En 1872: Création du parc national de Yellowstone (États-Unis), considéré comme le premier parc national moderne au monde. Cet événement marque le début de la conservation institutionnelle des espaces naturels.

En 1948: Création de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), organisation internationale chargée de promouvoir la conservation de la biodiversité et le développement durable.

Années 1960-1970: Les préoccupations environnementales deviennent mondiales. Les travaux scientifiques mettent en évidence les conséquences de la pollution, de la destruction des habitats, de la surexploitation des ressources naturelles et de la disparition accélérée des espèces.

En 1980: Publication de la Stratégie mondiale de la conservation (World Conservation Strategy), qui introduit les principes de la conservation intégrée et de l'utilisation durable des ressources naturelles.

En 1985: **Michael E. Soulé** formalise la biologie de la conservation comme une discipline scientifique autonome. Il la présente comme une « science de crise » (*crisis discipline*), destinée à répondre à l'érosion rapide de la biodiversité.

En 1986: Organisation du premier Congrès international de biologie de la conservation, qui contribue à structurer la discipline et à renforcer les collaborations scientifiques internationales.

En 1987: Création de la Society for Conservation Biology (SCB), société scientifique internationale dédiée au développement de la recherche et de la pratique en biologie de la conservation.

En 1992: Lors du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro, adoption de la Convention sur la diversité biologique (CDB), qui constitue aujourd'hui le principal cadre juridique international pour la conservation, l'utilisation durable de la biodiversité et le partage équitable des ressources génétiques.

De 2000 à aujourd'hui : La biologie de la conservation intègre de nouvelles approches scientifiques telles que la génétique de la conservation, la biologie moléculaire, la télédétection, les systèmes d'information géographique (SIG), l'ADN environnemental (eDNA), la modélisation écologique afin d'améliorer le suivi et la gestion de la biodiversité face aux défis du changement climatique et des activités humaines.

1.3. Objectifs de la biologie de la conservation

La biologie de la conservation poursuit plusieurs objectifs complémentaires visant à assurer la préservation de la biodiversité à long terme. Les principaux objectifs sont les suivants :

Préserver la diversité génétique

La préservation de la diversité génétique constitue l'un des fondements de la biologie de la conservation. La diversité génétique représente l'ensemble des variations héréditaires présentes entre les individus d'une même espèce. Elle constitue la matière première de l'évolution et permet aux populations de s'adapter aux changements de leur environnement, aux nouvelles maladies, aux parasites ainsi qu'aux modifications climatiques. Une faible diversité génétique augmente les risques de consanguinité, réduit le succès reproducteur et diminue les capacités d'adaptation des populations (Frankham et al., 2017).

Protéger les espèces menacées

La protection des espèces vise à prévenir leur disparition. Les espèces constituent les unités biologiques les plus visibles de la biodiversité et jouent chacune un rôle spécifique dans le fonctionnement des écosystèmes (Hunter & Gibbs, 2007). La disparition d'une seule espèce peut provoquer des déséquilibres écologiques importants, notamment lorsque celle-ci occupe une fonction essentielle, comme les pollinisateurs, les prédateurs supérieurs ou les espèces ingénieures des écosystèmes (Cardinale et al., 2012). Les actions de conservation comprennent l'identification des espèces menacées, leur suivi scientifique, la protection de

leurs habitats, la lutte contre le braconnage, la réglementation du commerce international ainsi que les programmes d'élevage ou de reproduction en captivité lorsque cela est nécessaire (Groom et al., 2006 ; Frankham et al., 2017).

Conserver les écosystèmes et les habitats naturels

Les espèces ne peuvent être protégées durablement que si leurs milieux de vie demeurent fonctionnels. Les écosystèmes assurent des fonctions écologiques essentielles telles que les cycles de l'eau, du carbone et des nutriments, la production primaire, la pollinisation, la dispersion des graines et la régulation naturelle des populations. La conservation des habitats vise donc à préserver les processus écologiques, la connectivité entre les milieux naturels et les interactions complexes existant entre les différentes espèces. Cette approche permet de protéger simultanément un grand nombre d'espèces tout en maintenant les services écosystémiques dont dépend l'humanité (Groom et al., 2014) .

Restaurer les écosystèmes dégradés

La restauration écologique constitue un objectif majeur de la biologie de la conservation. De nombreux écosystèmes ont été altérés par les activités humaines telles que la déforestation, l'urbanisation, la pollution, le drainage des zones humides ou l'exploitation intensive des ressources naturelles. La restauration écologique consiste à favoriser le retour progressif des espèces, des communautés biologiques et des fonctions écologiques d'origine. Elle peut inclure la reforestation, la réhabilitation des zones humides, la lutte contre les espèces exotiques envahissantes, la restauration des sols ou encore la réintroduction d'espèces disparues localement (SER, 2019).

Promouvoir une utilisation durable des ressources naturelles

La biologie de la conservation cherche également à promouvoir une utilisation durable des ressources naturelles. Cette approche vise à répondre aux besoins des générations actuelles sans compromettre la capacité des générations futures à bénéficier des mêmes ressources (Groom et al., 2006).

1.4 Principes fondamentaux de la biologie de la conservation

La biologie de la conservation repose sur plusieurs principes scientifiques, éthiques et écologiques qui orientent les stratégies de protection de la biodiversité.

Valeur intrinsèque de la biodiversité

Selon ce principe, chaque espèce possède une valeur propre, indépendamment de son utilité économique, alimentaire, médicale ou culturelle pour l'être humain. Toutes les formes de vie sont le résultat de millions d'années d'évolution et méritent d'être protégées pour leur

existence même. Cette approche repose sur une vision éthique de la conservation et constitue le fondement de nombreuses politiques internationales de protection de la nature (Primack et al, 2022).

Exemple: La protection du gorille des montagnes (*Gorilla beringei beringei*) en Afrique centrale ne se justifie pas uniquement par son intérêt scientifique ou touristique. Cette espèce représente une lignée évolutive unique et joue un rôle important dans le fonctionnement des forêts tropicales en participant à la dispersion des graines (Plumptre et al., 2016).

Valeur utilitaire de la biodiversité

La biodiversité représente une source fondamentale de biens et de services indispensables au fonctionnement des sociétés humaines. Elle fournit des ressources directement exploitables telles que les aliments, les médicaments, le bois, les fibres, les combustibles et les ressources génétiques utilisées dans l'agriculture, la recherche et l'industrie pharmaceutique. Elle contribue également au maintien de nombreux services écosystémiques, notamment la pollinisation, la régulation du climat, la purification de l'eau, la formation des sols, le contrôle biologique des ravageurs et le maintien de la fertilité des écosystèmes (Daily, 1997 ; TEEB, 2010).

La valeur utilitaire de la biodiversité ne se limite pas aux bénéfices économiques directs ; elle inclut également les fonctions écologiques indispensables au maintien de la stabilité des écosystèmes et au bien-être humain. La perte de biodiversité peut ainsi entraîner une diminution de la capacité des écosystèmes à fournir ces services, avec des conséquences écologiques, sociales et économiques importantes (Costanza et al., 1997 ; Cardinale et al., 2012).

Exemple: insectes pollinisateurs assurent la pollinisation d'un grand nombre de cultures agricoles, notamment les arbres fruitiers, les légumes et les plantes oléagineuses. Sans cette pollinisation, les rendements agricoles diminueraient fortement, entraînant des pertes économiques importantes et une diminution de la production alimentaire (Potts et al., 2016). De même, plusieurs médicaments, comme certains anticancéreux, sont issus de molécules découvertes chez les plantes ou d'autres organismes vivants (Groom et al., 2006).

Maintien des processus écologiques et évolutifs

Ces processus comprennent la pollinisation, la dispersion des graines, les cycles biogéochimiques, la prédation, les relations mutualistes ainsi que les mécanismes évolutifs permettant aux espèces de s'adapter aux changements environnementaux (Primack et al, 2022).

Exemple : Dans le parc national de Yellowstone (États-Unis), la réintroduction du loup en 1995 a permis de rétablir un équilibre écologique. En contrôlant les populations de wapitis, les loups ont favorisé la régénération de la végétation riveraine, ce qui a amélioré les habitats des oiseaux, des castors et de nombreuses autres espèces. Cet exemple montre qu'une seule espèce peut influencer le fonctionnement de tout un écosystème (Beschta & Ripple, 2012).

Approche écosystémique

L'approche écosystémique considère que les espèces, leurs habitats et les activités humaines sont étroitement liés. La conservation ne consiste donc pas à protéger uniquement une espèce isolée, mais à maintenir l'ensemble des interactions biologiques et écologiques qui assurent le bon fonctionnement de l'écosystème. Cette approche permet de concilier la conservation de la biodiversité avec le développement durable (Christensen et al., 1996; McLeod et al., 2005).

Exemple : La gestion d'une zone humide ne se limite pas à la protection des oiseaux d'eau. Elle comprend également la préservation de la qualité de l'eau, de la végétation aquatique, des poissons, des amphibiens et des activités humaines compatibles, comme la pêche traditionnelle ou l'écotourisme. En Algérie, les zones humides telles que celles du complexe d'El Kala illustrent l'application de cette approche intégrée (Samraoui & De Belair, 1997).

Principe de précaution

Le principe de précaution recommande d'agir rapidement lorsqu'il existe un risque sérieux ou irréversible pour la biodiversité, même si toutes les preuves scientifiques ne sont pas encore disponibles. Il vise à éviter des dommages irréparables en adoptant des mesures de prévention plutôt que d'attendre une certitude scientifique absolue (Primack et al, 2022).

Exemple : Plusieurs pays ont limité ou interdit l'utilisation de certains insecticides de la famille des néonicotinoïdes en raison de leurs effets potentiels sur les abeilles et les autres insectes pollinisateurs (Goulson, 2013).

1.5 Enjeux mondiaux de la conservation

La conservation de la biodiversité constitue aujourd'hui l'un des plus grands défis environnementaux de l'humanité. Près d'un million d'espèces animales et végétales sont actuellement menacées d'extinction si les tendances actuelles se poursuivent. Cette perte de biodiversité compromet non seulement le fonctionnement des écosystèmes, mais également les nombreux services qu'ils rendent aux sociétés humaines, tels que la production alimentaire, la régulation du climat, l'approvisionnement en eau, la pollinisation des cultures et la protection contre les catastrophes naturelles (Groom et al., 2014).

La destruction et la fragmentation des habitats naturels représentent la principale cause de l'érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale (figure 1). Les forêts tropicales, les zones

humides, les prairies naturelles et les récifs coralliens disparaissent rapidement sous l'effet de la déforestation, de l'expansion agricole, de l'urbanisation, de la construction d'infrastructures et de l'exploitation minière (Haddad et al., 2015). La fragmentation des habitats isole les populations, réduit les échanges génétiques entre elles et augmente leur vulnérabilité face aux maladies, aux catastrophes naturelles et aux changements environnementaux. Les espèces disposant de faibles capacités de dispersion sont particulièrement affectées par cette perte de connectivité écologique (Hilty et al., 2020).

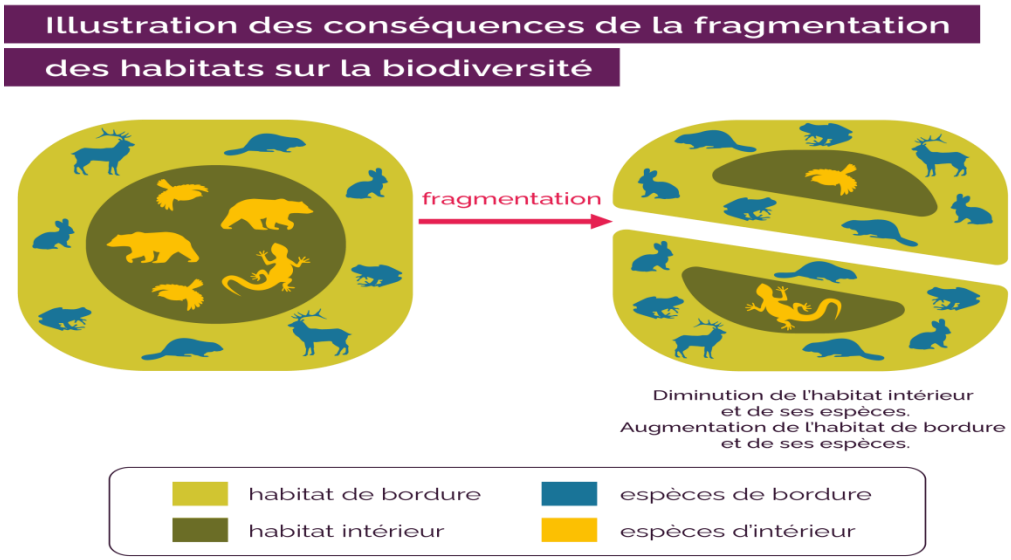

Figure 1: Illustration des conséquences de la fragmentation des habitats sur la biodiversité.

La pollution constitue également un facteur majeur de dégradation des écosystèmes (figure 2). Les émissions industrielles, les pesticides, les engrais chimiques, les hydrocarbures, les métaux lourds ainsi que les déchets plastiques contaminent les milieux terrestres et aquatiques (Primack, 2012). Les produits phytosanitaires réduisent les populations d'insectes pollinisateurs indispensables à la reproduction de nombreuses plantes cultivées et sauvages (Potts et al., 2016 ; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Dans les océans, les plastiques et les microplastiques sont ingérés par de nombreuses espèces marines, provoquant blessures, intoxications et mortalité (Gall & Thompson, 2015). Les excès d'azote et de phosphore issus des activités agricoles entraînent l'eutrophisation des eaux, favorisant les proliférations d'algues et diminuant fortement la biodiversité aquatique (Carpenter et al., 1998 ; Smith et al., 1999 ; Schindler, 2006).

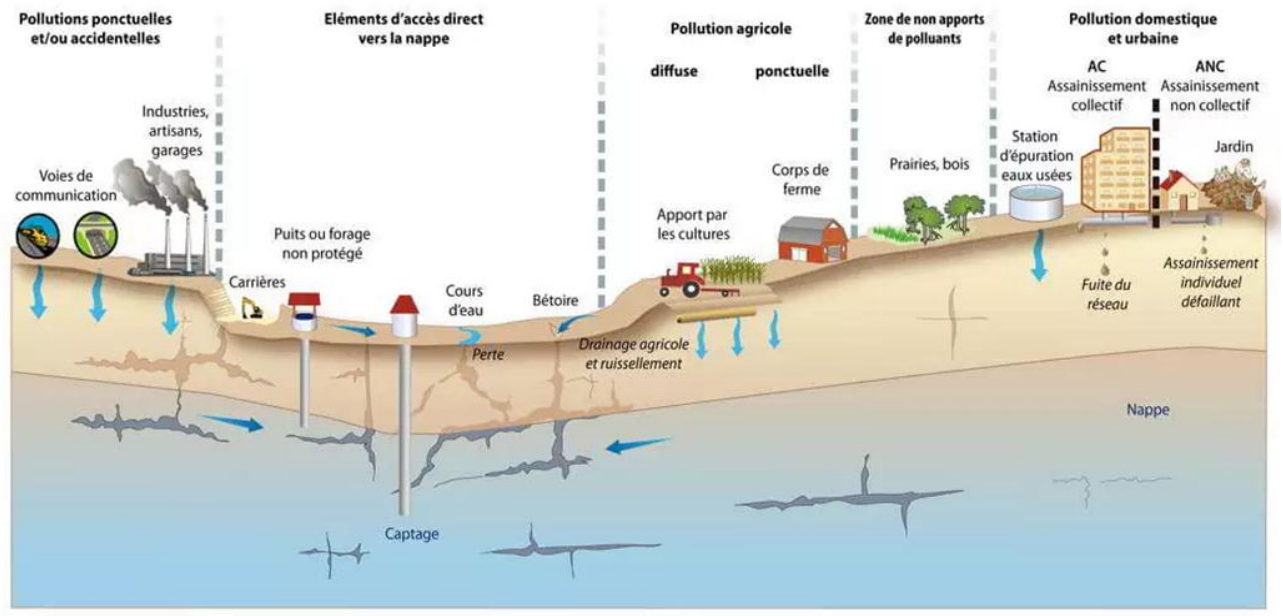

Figure 2 : Différents types de pollution.

La surexploitation des ressources biologiques représente une autre menace importante. La chasse excessive, le braconnage, la pêche industrielle, la coupe abusive du bois et la récolte non durable de nombreuses espèces végétales dépassent souvent les capacités naturelles de renouvellement des populations (Groom et al., 2014). Plusieurs espèces emblématiques, telles que certains grands mammifères, poissons commerciaux ou arbres tropicaux, connaissent ainsi un déclin rapide. Le commerce international illégal des espèces sauvages accentue également cette pression en touchant aussi bien la faune que la flore (figure 3).

Chasse
Pêche
Exploitation forestière
Braconnage
Récolte excessive
↓
Diminution des populations
↓
Espèces menacées
↓
Perte de biodiversité

Figure 3 : Effets de la surexploitation des ressources naturelles.

Les changements climatiques aggravent aujourd'hui l'ensemble de ces pressions. L'augmentation des températures, la modification des régimes de précipitations, la multiplication des épisodes de sécheresse, des incendies et des événements météorologiques extrêmes perturbent profondément le fonctionnement des écosystèmes (Primack, 2012). De nombreuses espèces modifient leur aire de répartition en migrant vers des latitudes ou des altitudes plus favorables (figure 4). Toutefois, certaines espèces peu mobiles ou très spécialisées ne peuvent s'adapter suffisamment rapidement et risquent de disparaître (Parmesan & Yohe, 2003 ; Pecl et al., 2017). Les récifs coralliens, les glaciers, les zones arctiques ainsi que les zones humides figurent parmi les écosystèmes les plus menacés par le réchauffement climatique **(**Bellard et al., 2012).

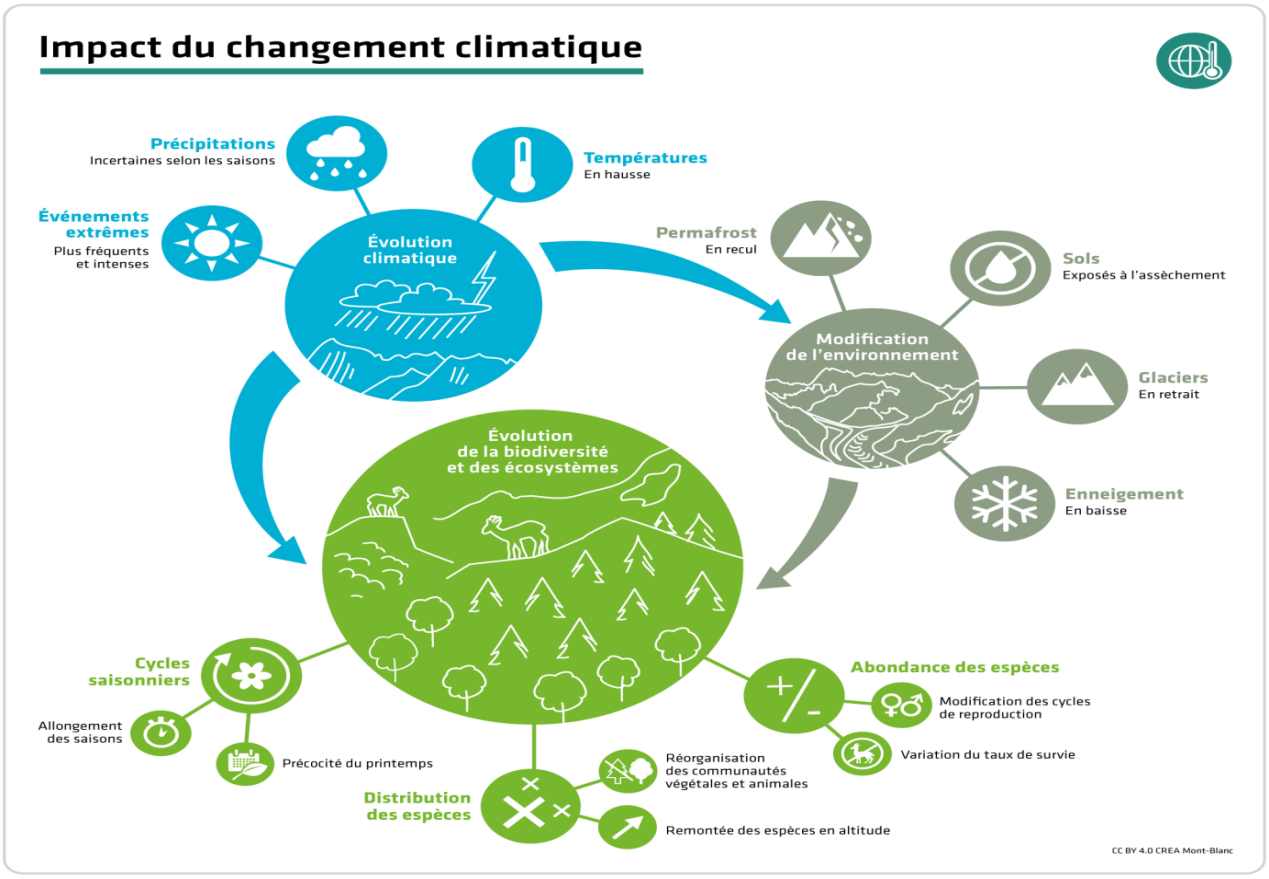

Figure 4 : Impact de changement climatique sur la biodiversité.

Au-delà de la protection des espèces, les enjeux mondiaux de la conservation concernent également le maintien des services écosystémiques indispensables au bien-être humain. La biodiversité contribue à la sécurité alimentaire, à la disponibilité de l'eau potable, à la fertilité des sols, à la régulation des maladies, au stockage du carbone ainsi qu'au développement économique à travers l'agriculture, la pêche, le tourisme et l'industrie pharmaceutique. Sa

préservation constitue donc une condition essentielle pour atteindre les objectifs du développement durable définis par les Nations Unies et le Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal adopté en 2022.

1.6 Enjeux de la conservation en Algérie

Située au carrefour des régions méditerranéenne, africaine et saharienne, l'Algérie possède l'une des biodiversités les plus riches d'Afrique du Nord. Son vaste territoire couvre une grande variété de conditions climatiques et géographiques favorisant le développement d'écosystèmes très diversifiés. On y distingue notamment les forêts méditerranéennes du Tell, les montagnes de l'Atlas tellien et saharien, les hauts plateaux steppiques, les zones humides continentales et côtières, les oasis ainsi que les immenses espaces désertiques du Sahara. Cette diversité de paysages explique la richesse de la flore et de la faune nationales, comprenant de nombreuses espèces endémiques, rares ou protégées (Quézel & Santa, 1962-1963).

La flore algérienne compte plus de 4 500 espèces végétales, dont plusieurs centaines sont endémiques du Maghreb ou de l'Algérie. Les écosystèmes forestiers sont dominés par le chêne-liège (*Quercus suber*), le chêne vert (*Quercus ilex*), le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*), le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) et le genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea*) (Quézel & Santa, 1962–1963 ; Dobignard & Chatelain, 2010–2013).

Les zones humides algériennes constituent un patrimoine naturel d'une grande valeur écologique, hydrologique et socio-économique. Elles comprennent une grande diversité de milieux tels que les lacs naturels, les marais, les étangs, les oueds, les barrages, les sebkhas, les chotts, les gueltas et les oasis, répartis depuis le littoral méditerranéen jusqu'aux régions sahariennes (Boumezbeur, 2002). L'Algérie compte plus d'une cinquantaine de sites inscrits sur la Liste Ramsar des zones humides d'importance internationale, témoignant de leur richesse biologique et de leur intérêt pour la conservation de la biodiversité (Convention sur les zones humides, 2016).

Ces écosystèmes assurent de nombreuses fonctions écologiques essentielles, notamment la régulation du régime hydrologique, la recharge des nappes phréatiques, l'atténuation des inondations, le stockage du carbone, la filtration naturelle des eaux et le maintien de la qualité des ressources en eau. Ils constituent également des réservoirs de biodiversité en offrant des habitats favorables à une flore et une faune diversifiées, comprenant de nombreuses espèces rares, endémiques ou menacées (Samraoui & De Bélair, 1997).

Situées sur l'une des principales voies de migration entre l'Europe et l'Afrique, les zones humides algériennes servent de sites de repos, d'alimentation et de reproduction pour des

milliers d'oiseaux d'eau migrateurs, tels que le flamant rose (*Phoenicopterus roseus*), le canard souchet (*Spatula clypeata*), la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*) ainsi que plusieurs espèces de hérons et d'échassiers (Samraoui B., & Samraoui, F ; 2008).

Malgré cette richesse biologique, la biodiversité algérienne subit des pressions croissantes. La désertification constitue l'une des principales menaces, notamment dans les régions steppiques et présahariennes où la diminution de la couverture végétale favorise l'érosion des sols et l'ensablement. Les changements climatiques accentuent cette dynamique par l'augmentation des températures, la réduction des précipitations et la fréquence accrue des sécheresses.

Le surpâturage représente également un problème majeur dans les parcours steppiques. L'augmentation des effectifs du cheptel, associée à une gestion insuffisante des pâturages, entraîne la disparition progressive des espèces fourragères les plus appétées, la compaction des sols et la régression des formations végétales naturelles. Cette dégradation favorise ensuite l'installation d'espèces moins productives et accélère les processus de désertification (Le Houérou, 1995 ; Aidoud & Touffet, 1996).

Les incendies de forêt constituent une autre menace importante, particulièrement dans les régions du nord du pays. Chaque année, plusieurs milliers d'hectares de forêts sont détruits, provoquant la disparition d'habitats naturels, la mortalité de nombreuses espèces animales et végétales ainsi qu'une diminution de la capacité des écosystèmes forestiers à stocker le carbone. Les vagues de chaleur liées au changement climatique augmentent encore le risque de feux de grande ampleur (DGF, 2023).

L'urbanisation rapide, l'expansion des infrastructures routières, l'industrialisation et l'intensification agricole entraînent une fragmentation croissante des habitats naturels. Plusieurs zones humides ont été drainées ou transformées en terres agricoles, tandis que certaines forêts et espaces naturels subissent une forte pression foncière autour des grandes villes. Par exemple, le complexe des zones humides du parc national d'El Kala, inscrit sur la liste Ramsar, est soumis à des pressions liées à l'urbanisation, aux infrastructures, aux activités agricoles et aux modifications de l'occupation des sols, entraînant une fragmentation progressive des habitats naturels (Stevenson et al., 1988 ; Benhouhou & Samraoui, 2011). De même, le site Ramsar de Beni Belaïd (Jijel) est affecté par le drainage, la mise en culture, le pâturage et les prélèvements d'eau, ce qui réduit la superficie des habitats favorables à de nombreuses espèces végétales et animales (Benhouhou & Samraoui, 2011).

Les pollutions industrielles, domestiques et agricoles dégradent progressivement la qualité des sols et des ressources en eau. Les rejets d'eaux usées, les déchets solides, les pesticides et les engrais chimiques affectent les milieux aquatiques et terrestres, réduisant la diversité

biologique et perturbant les équilibres écologiques. Par exemple, l'oued El Harrach (Alger) reçoit depuis plusieurs décennies d'importants rejets domestiques et industriels qui ont fortement dégradé la qualité de ses eaux et des écosystèmes aquatiques associés (Ministère de l'Environnement, 2021). Dans le nord-est de l'Algérie, plusieurs zones humides, notamment celles du parc national d'El Kala, subissent également les effets de la pollution liée aux activités agricoles et aux rejets urbains, compromettant la conservation de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau et de plantes aquatiques (Benhouhou & Samraoui, 2011). La baie de Skikda est l'une des zones les plus exposées à la pollution industrielle en Algérie en raison des activités de raffinage et de pétrochimie. Les rejets d'hydrocarbures et d'effluents industriels y dégradent la qualité des eaux marines et des sédiments, avec des conséquences sur la faune et la flore marines (Boutefnouchet et al., 2005). De même, les rejets du complexe sidérurgique d'El Hadjar (Annaba) contiennent des métaux lourds susceptibles d'altérer les écosystèmes aquatiques et de perturber les organismes vivants (Redouane-Salah et al., 2004).

Face à ces défis, l'Algérie a renforcé progressivement sa politique de conservation en mettant en place un réseau d'aires protégées comprenant des parcs nationaux, des réserves naturelles, des réserves de chasse et plus de 50 sites inscrits sur la Liste Ramsar. Le pays est également signataire de plusieurs conventions internationales relatives à la protection de la biodiversité, notamment la Convention de Ramsar sur les zones humides (adoptée en 1971, ratifiée par l'Algérie en 1982), la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES, adoptée en 1973, ratifiée par l'Algérie en 1983), la Convention de Barcelone pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée (adoptée en 1976, révisée en 1995, ratifiée par l'Algérie en 1981) et la Convention sur la diversité biologique (CDB), adoptée lors du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro en 1992 et ratifiée par l'Algérie en 1995. Dans ce cadre, l'Algérie a élaboré la Stratégie nationale et le Plan d'action pour la biodiversité (SPANB), adoptée pour la première fois en 1998, puis actualisée en 2016 afin de tenir compte des objectifs d'Aichi et des engagements internationaux. Cette stratégie vise à intégrer la conservation de la biodiversité dans les politiques de développement, à restaurer les écosystèmes dégradés, à promouvoir une utilisation durable des ressources naturelles et à renforcer la sensibilisation de la population à la protection du patrimoine naturel.

Chapitre 2 : Biodiversité et ses descripteurs

2.1 Définition de la biodiversité

Le terme biodiversité, ou diversité biologique, désigne la variété et la variabilité des organismes vivants ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie. Il englobe la diversité des espèces, la diversité génétique au sein de ces espèces et la diversité des écosystèmes dans lesquels elles évoluent (Primack, 2012).

La définition de référence est celle adoptée lors de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) signée à Rio de Janeiro en 1992 :

« La biodiversité est la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces, entre les espèces et celle des écosystèmes».

Cette définition montre que la biodiversité ne se limite pas au simple nombre d'espèces présentes dans un milieu. Elle englobe également la diversité génétique des populations, la diversité des habitats ainsi que les interactions complexes qui relient les organismes vivants à leur environnement. Cette approche globale constitue aujourd'hui le fondement des politiques internationales de conservation (Groom et al., 2014).

2.2 Importance de la biodiversité

La biodiversité constitue le capital naturel de la planète. L'ensemble des sociétés humaines dépend directement ou indirectement des ressources biologiques pour assurer son alimentation, sa santé, son développement économique ainsi que son bien-être. La conservation de cette biodiversité représente donc un enjeu majeur du développement durable (Primack, 2012).

2.2.1 Importance écologique

Sur le plan écologique, la biodiversité est indispensable au bon fonctionnement des écosystèmes. Elle assure le maintien des processus écologiques fondamentaux tels que la production primaire, le recyclage des nutriments, la formation et la fertilité des sols, la décomposition de la matière organique, la pollinisation des plantes, la dispersion des graines ainsi que la régulation naturelle des populations d'organismes. Elle contribue également au maintien des chaînes alimentaires, à la préservation des habitats naturels et à l'équilibre des cycles biogéochimiques, notamment ceux du carbone, de l'azote et de l'eau. Une biodiversité élevée favorise ainsi la stabilité des écosystèmes, leur bon fonctionnement et leur capacité à fournir durablement les services écosystémiques indispensables aux sociétés humaines **(**Tilman et al., 2014 ; Groom et al., 2014).

2.2.2 Importance économique

La biodiversité constitue une source essentielle de richesses économiques. Les ressources biologiques fournissent une grande partie des biens consommés par l'homme, notamment les aliments, le bois, les fibres textiles, les médicaments, les ressources génétiques et de nombreuses applications biotechnologiques (Daily, 1997).

Les services écosystémiques représentent également une valeur économique considérable. Selon la FAO (2022), plus de 75 % des principales cultures alimentaires mondiales bénéficient directement ou indirectement de la pollinisation assurée par les insectes, illustrant ainsi la dépendance de l'agriculture vis-à-vis de la biodiversité.

2.2.3 Importance sociale et culturelle

La biodiversité possède également une dimension culturelle importante. Depuis des siècles, les populations entretiennent des relations étroites avec certaines espèces végétales et animales utilisées dans les pratiques médicinales traditionnelles, les croyances religieuses, l'alimentation, l'artisanat ou les traditions locales (TEEB, 2010).

En Algérie, plusieurs plantes médicinales telles que *Rosmarinus officinalis*, *Artemisia herba-alba*, *Thymus vulgaris* et *Pistacia lentiscus* occupent une place importante dans les savoirs ethnobotaniques traditionnels et continuent d'être largement utilisées en médecine populaire. (Boudjelal et al., 2013 ; Miara et al., 2018).

2.2.4 Importance scientifique

La biodiversité constitue un patrimoine scientifique irremplaçable, car elle représente une source inépuisable de connaissances sur le fonctionnement du vivant et des écosystèmes. Chaque espèce, qu'elle soit animale, végétale, fongique ou microbienne, possède des caractéristiques biologiques, génétiques, physiologiques et écologiques qui permettent de mieux comprendre les mécanismes fondamentaux de la vie. L'étude de la biodiversité contribue ainsi au développement de nombreuses disciplines scientifiques, notamment l'écologie, la biologie de l'évolution, la génétique, la taxonomie, la systématique, la microbiologie, la biotechnologie, la pharmacologie, l'agronomie et les sciences de l'environnement (Primack, 2012).

La biodiversité constitue également un réservoir de ressources génétiques indispensable pour la recherche fondamentale et appliquée. L'identification de nouvelles espèces, l'étude de leurs adaptations aux différents milieux et l'analyse de leurs interactions écologiques permettent d'améliorer les connaissances sur l'évolution des organismes, le fonctionnement des écosystèmes et les effets des changements environnementaux. Les organismes vivants servent également de modèles expérimentaux dans de nombreux domaines de recherche et sont à

l'origine de nombreuses innovations en médecine, en agriculture, en industrie et en biotechnologie (Wilson, 1988 ; Cardinale et al., 2012).

2.3 Les niveaux de biodiversité

La biodiversité est généralement étudiée selon trois niveaux hiérarchiques complémentaires : la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité des écosystèmes (figure 5). Ces trois composantes sont étroitement liées et constituent ensemble la base de la conservation biologique (Primack, 2012 ; Groom et al., 2014).

2.3.1 Diversité génétique

La diversité génétique correspond à la variabilité des gènes présents au sein d'une même espèce. Elle résulte des mutations, des recombinaisons génétiques et des échanges de gènes entre populations. Chaque individu possède une combinaison génétique particulière, ce qui explique les différences observées entre les individus d'une même espèce (Frankham et al., 2017). Une diversité génétique élevée améliore la capacité des populations à s'adapter aux changements environnementaux, augmente leur résistance aux maladies, réduit les effets négatifs de la consanguinité et maintient leur potentiel évolutif à long terme (Frankham et al., 2017).

À l'inverse, une faible diversité génétique accroît le risque d'extinction, notamment chez les petites populations isolées où les phénomènes de dérive génétique deviennent importants (Groom et al., 2014). Un exemple bien connu en Afrique du Nord est celui du Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*), dont la fragmentation des populations naturelles en Algérie et au Maroc réduit progressivement la diversité génétique et limite la capacité d'adaptation de cette espèce face aux sécheresses et au changement climatique (FAO, 2022).

2.3.2 Diversité spécifique

La diversité spécifique correspond à la variété des espèces présentes dans une communauté biologique. Elle est généralement décrite à l'aide de deux composantes principales: la richesse spécifique et l'équitabilité. La richesse spécifique représente simplement le nombre total d'espèces observées dans un milieu donné. Ainsi, une forêt contenant 75 espèces végétales possède une richesse spécifique plus importante qu'une forêt n'en contenant que 32 (Magurran, 2021). Toutefois, la richesse spécifique ne renseigne pas sur l'abondance relative des espèces. C'est pourquoi les écologues utilisent également l'équitabilité, qui décrit la répartition des individus entre les différentes espèces. Deux communautés possédant le même nombre d'espèces peuvent présenter des niveaux très différents d'équitabilité. Une communauté dans laquelle les individus sont répartis de manière relativement homogène entre

les espèces présente une forte équitabilité, tandis qu'une communauté dominée par une seule espèce possède une faible équitabilité (Pielou, 1966 ; Magurran, 2021).

2.3.3 Diversité des écosystèmes

La diversité des écosystèmes correspond à la variété des habitats naturels présents dans une région. Chaque écosystème est caractérisé par des conditions climatiques, des communautés végétales et animales ainsi que des processus écologiques qui lui sont propres (Primack, 2012).

En Algérie, cette diversité comprend notamment les forêts méditerranéennes, les maquis, les steppes à alfa (*Stipa tenacissima*), les zones humides, les montagnes de l'Atlas, les oasis ainsi que les paysages sahariens constitués d'ergs et de regs (Quézel & Médail, 2003). La conservation de cette diversité est essentiel, car chaque écosystème abrite des espèces particulières et assure des fonctions écologiques spécifiques indispensables au maintien de la biodiversité nationale (Groom et al., 2006 ;Primack, 2012).

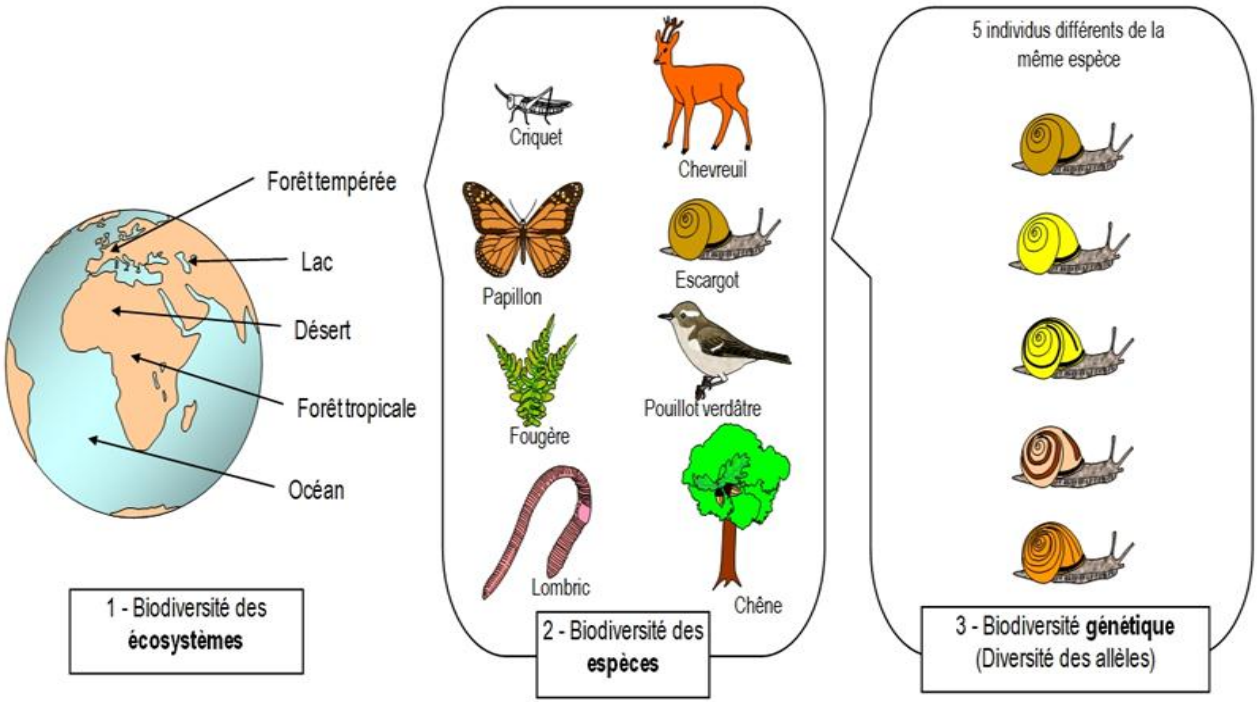

Figure 5 : Les niveaux de la biodiversité.

2.4. Méthodes de mesure et indices de diversité

2.4.1. Importance de la mesure de la diversité biologique

La mesure de la biodiversité constitue une étape fondamentale en biologie de la conservation. Elle permet d'évaluer la composition et la structure des communautés biologiques, de comparer différents habitats, de suivre l'évolution des écosystèmes au cours du temps et

d'apprécier les effets des perturbations naturelles ou anthropiques (Magurran, 2004). Les informations obtenues sont essentielles pour identifier les zones à forte valeur écologique, définir les priorités de conservation et évaluer l'efficacité des programmes de gestion et de restauration des milieux naturels (Magurran, 2004 ; Krebs, 2014).

L'évaluation de la diversité ne se limite pas au simple recensement des espèces présentes dans un milieu. Elle tient également compte de leur abondance relative, de leur répartition spatiale et de leur importance écologique (Magurran, 2004 ; Begon et al., 2021). Ainsi, deux écosystèmes possédant le même nombre d'espèces peuvent présenter des niveaux de diversité très différents si les effectifs des espèces sont répartis de manière inégale (Magurran, 2004). Pour cette raison, les écologues utilisent différents indices de diversité qui combine à la fois la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces (Shannon, 1948 ; Simpson, 1949).

2.4.2. Les méthodes d'échantillonnage

Avant de calculer les indices de diversité, il est indispensable de réaliser un inventaire écologique représentatif du milieu étudié. Cette étape repose sur des méthodes d'échantillonnage adaptées au type d'écosystème et au groupe écologique étudié (Magurran, 2004). Chez les végétaux, la méthode la plus couramment utilisée est celle des quadrats, qui consiste à inventorier toutes les espèces présentes à l'intérieur d'une surface délimitée de dimensions connues. La taille des quadrats varie selon le type de végétation : elle peut être de 1 m² pour les communautés herbacées ou atteindre plusieurs centaines de mètres carrés pour les formations arbustives ou forestières (Kent, 2012).

La méthode des transects est également largement employée. Elle consiste à effectuer les observations le long d'une ligne ou d'une bande traversant le milieu afin d'étudier les variations de la végétation ou de la faune en fonction d'un gradient écologique, tel qu'un gradient d'humidité, d'altitude ou de salinité (Brower et al., 1998 ; Kent, 2012). .

Pour les animaux, différentes techniques peuvent être utilisées selon les groupes étudiés. Les observations directes, les points d'écoute pour les oiseaux, les pièges Barber pour les invertébrés terrestres, les pièges lumineux pour les insectes nocturnes ou encore les pièges photographiques pour les mammifères permettent de recueillir des données quantitatives sur les populations (Bibby et al., 2000 ; Sutherland, 2006).

Afin de garantir la fiabilité des résultats, l'échantillonnage doit être suffisamment représentatif, reproductible et réalisé selon un protocole standardisé. Plusieurs techniques d'échantillonnage sont utilisées selon les objectifs de l'étude, le type de végétation étudiés et les caractéristiques du milieu (Sutherland, 2006).

L'échantillonnage aléatoire : consiste à sélectionner les unités d'observation au hasard afin de réduire les biais (Krebs, 1999).

L'échantillonnage systématique : repose sur des relevés effectués à intervalles réguliers le long d'un transect ou selon une grille prédéfinie (Kent, 2012).

L'échantillonnage stratifié : consiste à diviser la zone d'étude en plusieurs strates homogènes (par exemple selon le type d'habitat ou l'altitude) puis à réaliser des prélèvements dans chacune d'elles afin de mieux représenter la variabilité du milieu (Sutherland, 2006).

L'échantillonnage par quadrats : est largement utilisé pour l'étude de la végétation et consiste à inventorier les espèces présentes dans des surfaces de dimensions connues (Kent, 2012).

Les transects, quant à eux, permettent d'étudier la répartition spatiale des espèces en effectuant des observations le long d'une ligne ou d'un parcours défini. Le choix de la méthode dépend des objectifs de l'inventaire, de la taille de la zone étudiée, de l'hétérogénéité des habitats (Krebs, 1999 ; Sutherland, 2006).

2.4.3. La richesse spécifique

La richesse spécifique représente le nombre total d'espèces recensées dans une communauté. Il s'agit de la mesure la plus simple de la biodiversité. Plus le nombre d'espèces présentes est élevé, plus la richesse spécifique est importante (Krebs, 1999 ; Magurran, 2004).

Cependant, cet indicateur présente certaines limites puisqu'il ne prend pas en considération le nombre d'individus appartenant à chaque espèce. Deux communautés peuvent ainsi présenter une richesse spécifique identique tout en ayant des structures écologiques très différentes. (Peet, 1974 ; Magurran, 2004).

Par exemple, une prairie renfermant vingt espèces végétales dont les individus sont répartis de manière relativement équilibrée présente une diversité écologique plus élevée qu'une prairie comprenant également vingt espèces, mais où une seule espèce regroupe la majorité des individus tandis que les autres sont représentées par un très faible effectif. Dans les deux cas, la richesse spécifique est identique (20 espèces), mais la structure de la communauté diffère fortement. Cette différence est mise en évidence par les indices de diversité, tels que les indices de Shannon ou de Simpson, qui prennent en compte l'abondance relative des espèces (Krebs, 1999 ; Magurran, 2004).

2.4.4. L'abondance relative

L'abondance relative correspond à la proportion des individus appartenant à chaque espèce par rapport au nombre total d'individus recensés dans la communauté. Elle est calculée selon la formule suivante :

$$pi = ni/N$$

où :

- *pi* représente la proportion de l'espèce *i*.
- *ni* est le nombre d'individus appartenant à cette espèce.
- *N* correspond au nombre total d'individus de toutes les espèces.

2.4.5. L'indice de diversité de Shannon-Wiener

L'indice de Shannon-Wiener (H') est l'un des indicateurs les plus utilisés pour mesurer la diversité spécifique d'une communauté. Développé à partir de la théorie de l'information de Shannon (1948), il prend simultanément en compte la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces. Cet indice est déterminé en appliquant la formule suivante, qui intègre simultanément la richesse spécifique de la communauté et la répartition des individus entre les différentes espèces.

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} pi \ln pi$$

où :

- H' est l'indice de Shannon.
- S représente le nombre total d'espèces.
- pi correspond à la proportion de l'espèce *i* dans la communauté.

Les valeurs de l'indice de Shannon augmentent avec le nombre d'espèces et avec l'homogénéité de leur répartition. Une valeur faible traduit généralement une communauté dominée par quelques espèces seulement, tandis qu'une valeur élevée indique une communauté riche et équilibrée.

Dans les écosystèmes naturels peu perturbés, les valeurs de l'indice de Shannon sont souvent comprises entre 3 et 5, alors que les milieux fortement dégradés présentent généralement des valeurs inférieures à 2. L'indice de Shannon est particulièrement adapté aux études comparatives de la diversité floristique ou faunistique et constitue aujourd'hui l'un des principaux outils utilisés en écologie des communautés.

2.4.6. L'indice d'équitabilité de Pielou

Afin de compléter l'interprétation de l'indice de Shannon, Pielou (1966) a proposé un indice d'équitabilité permettant d'évaluer la régularité de la distribution des individus entre les espèces. Sa formule est :

$$J = H' / \ln S$$

Cet indice varie entre 0 et 1.

Une valeur proche de 1 traduit une répartition homogène des individus entre toutes les espèces, tandis qu'une valeur proche de 0 indique une forte dominance d'une ou de quelques espèces. L'indice de Pielou est fréquemment utilisé dans les études de conservation afin d'évaluer l'équilibre écologique des communautés biologiques.

2.4.7. L'indice de Simpson

L'indice de Simpson constitue un autre indicateur majeur de la diversité biologique. Contrairement à l'indice de Shannon, il est davantage influencé par les espèces dominantes de la communauté. Le calcul de l'indice de Simpson repose sur la formule suivante, qui exprime la probabilité que deux individus choisis au hasard dans une communauté appartiennent à la même espèce :

$$D = \sum_{i=1}^{S} p_i^2$$

où : *pi* représente la proportion de chaque espèce.

Plus la valeur de D est élevée, plus la dominance est importante et plus la diversité est faible. À l'inverse, lorsque les valeurs de D sont proches de zéro, la communauté présente une diversité élevée.

L'indice de Simpson est particulièrement utile pour détecter les situations où quelques espèces dominent largement la communauté. En effet, dans un écosystème équilibré, les individus sont généralement répartis entre plusieurs espèces. En revanche, lorsqu'un milieu est soumis à des perturbations telles que la pollution, les incendies, le surpâturage, la déforestation ou les activités agricoles intensives, les espèces les plus sensibles tendent à disparaître ou à devenir rares. Les espèces les plus tolérantes ou les mieux adaptées à ces nouvelles conditions deviennent alors dominantes, ce qui entraîne une diminution de la diversité et une simplification de la structure de la communauté. Ainsi, une forte dominance de quelques

espèces, mise en évidence par l'indice de Simpson, peut constituer un indicateur de dégradation ou de déséquilibre écologique (Krebs, 1999 ; Magurran, 2004).

2.4.8. Comparaison entre les indices de Shannon et de Simpson

Les indices de Shannon et de Simpson sont complémentaires et sont généralement calculés conjointement dans les études écologiques. L'indice de Shannon est plus sensible aux espèces rares et permet de décrire finement la diversité globale de la communauté. En revanche, l'indice de Simpson accorde une plus grande importance aux espèces dominantes et permet d'apprécier le degré de dominance au sein de l'écosystème (Krebs, 1999 ; Magurran, 2004).

Le choix de l'indice dépend donc des objectifs de l'étude. En biologie de la conservation, leur utilisation simultanée offre une évaluation plus complète de la structure des communautés écologiques et permet de comparer efficacement différents habitats naturels (Morris et al., 2014).

2.4.9. Intérêt des indices de diversité en biologie de la conservation

Les indices de diversité jouent un rôle fondamental dans la gestion et la conservation de la biodiversité. Ils permettent de comparer la qualité écologique de plusieurs sites, de suivre les changements de composition des communautés au cours du temps, d'évaluer les effets des activités humaines ou des changements climatiques et de mesurer l'efficacité des actions de restauration écologique (Moreno & Halffter, 2000).

Dans les études portant sur les zones humides, les forêts ou les parcours steppiques, les indices de Shannon et de Simpson sont largement utilisés pour comparer les communautés végétales et animales et identifier les habitats présentant les plus fortes valeurs patrimoniales. Ils constituent ainsi des outils indispensables pour la surveillance de la biodiversité et l'élaboration de stratégies de conservation fondées sur des données scientifiques (Morris et al., 2014).

2.5. Endémisme, rareté et espèces clés

2.5.1. Définition de l'endémisme

Le terme endémisme provient du grec *endemos*, qui signifie « propre à un pays ». En biologie, une espèce est dite endémique lorsqu'elle est naturellement limitée à une aire géographique donnée et qu'elle ne se rencontre nulle part ailleurs dans le monde. Cette aire peut correspondre à une île, une montagne, un bassin versant, une région biogéographique ou un pays entier (Whittaker et al., 2005).

L'endémisme constitue l'une des expressions les plus remarquables de l'évolution biologique. Les espèces endémiques sont souvent le résultat d'une longue histoire évolutive, au cours de laquelle l'isolement géographique, les conditions climatiques particulières et les pressions de

sélection locales ont conduit à la différenciation progressive des populations jusqu'à la formation de nouvelles espèces (Whittaker et al., 2005).

En raison de leur distribution géographique limitée, les espèces endémiques représentent une composante essentielle du patrimoine naturel mondial. Elles contribuent fortement à l'identité écologique et patrimoniale des territoires, car elles sont propres à une région donnée et témoignent de son histoire biogéographique et de son évolution. Par exemple, le Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*), emblématique des montagnes de l'Atlas algérien, constitue un symbole du patrimoine forestier national. De même, le Sapin de Numidie (*Abies numidica*), endémique du massif de Babor dans le nord-est de l'Algérie, représente un patrimoine écologique unique à préserver. Dans la faune, le Macaque de Barbarie (*Macaca sylvanus*), espèce emblématique des forêts du Djurdjura, de Chréa et des Babors, contribue également à l'identité naturelle de ces massifs. Ces espèces possèdent une grande valeur scientifique, écologique et patrimoniale, car leur disparition entraînerait une perte irréversible du patrimoine naturel national et mondial (Quézel & Médail, 2003).

- **Origine de l'endémisme**

L'apparition d'espèces endémiques résulte de plusieurs mécanismes évolutifs (MacArthur & Wilson, 1967 ; Coyne & Orr, 2004).

Le premier est l'isolement géographique. Lorsqu'une population est séparée durablement du reste de son espèce par une barrière naturelle (montagne, désert, bras de mer, vallée profonde), les échanges génétiques diminuent progressivement. Au fil des générations, cette population évolue indépendamment et peut donner naissance à une nouvelle espèce endémique (Mayr, 1963 ; Coyne & Orr, 2004).

Le second mécanisme est l'adaptation écologique. Certaines espèces développent des adaptations très spécifiques aux conditions environnementales locales, telles que la nature du sol, le climat, l'altitude ou l'hydrologie. Elles deviennent alors incapables de coloniser d'autres habitats (Begon et al., 2021).

Enfin, les fluctuations climatiques passées, notamment les périodes glaciaires et interglaciaires, ont également favorisé l'apparition d'espèces endémiques en isolant certaines populations dans des refuges écologiques (Médail & Diadema, 2009).

2.5.2 Les différents types d'endémisme

On distingue plusieurs formes d'endémisme.

- **L'endémisme strict**

Une espèce est dite strictement endémique lorsqu'elle est naturellement présente exclusivement dans une région géographique donnée et absente de toutes les autres régions du

monde. L'étendue de cette région peut être variable, allant d'un pays à une vaste région biogéographique (Whittaker et al., 2005 ; Cox & Moore, 2016).

- **L'endémisme régional**

L'endémisme régional concerne les espèces dont la répartition est limitée à une région biogéographique donnée. Par exemple, la région méditerranéenne, reconnue comme l'un des principaux points chauds de biodiversité mondiale, abrite de nombreuses espèces endémiques réparties dans différents massifs montagneux tels que les Alpes, le Rif marocain, l'Atlas nord-africain. Les conditions climatiques, géologiques et l'isolement de ces massifs ont favorisé la différenciation et la spéciation de nombreuses espèces propres à cette région (Médail & Quézel, 1999 ; Quézel & Médail, 2003).

- **Endémisme local (ou endémisme à aire restreinte)**

L'endémisme local désigne les espèces dont l'aire de répartition est limitée à une zone géographique très restreinte, comme un massif montagneux, une île, une vallée, une grotte ou une source. En raison de leur distribution limitée et de la faible taille de leurs populations, ces espèces sont particulièrement vulnérables aux perturbations environnementales et présentent souvent un risque élevé d'extinction (Primack, 2012).

Exemples :

-Le Sapin de Numidie (*Abies numidica*), limité au massif de Babor dans le nord-est de l'Algérie.

- Le Cyprès du Tassili (*Cupressus dupreziana*), présent uniquement dans le massif du Tassili n'Ajjer, au Sahara algérien.

- **Paléo-endémisme**

Le paléo-endémisme désigne les espèces anciennes qui étaient autrefois largement réparties, mais dont l'aire de distribution s'est progressivement réduite au cours des périodes géologiques en raison des changements climatiques, des modifications environnementales ou de la compétition avec d'autres espèces. Ces espèces sont considérées comme des reliques d'une flore ou d'une faune ancienne et présentent un intérêt scientifique et patrimonial exceptionnel (Quézel & Médail, 2003).

Exemples :

- Le Cyprès du Tassili (*Cupressus dupreziana*), considéré comme une espèce relicte, vestige d'une flore plus humide ayant occupé le Sahara durant les périodes anciennes.

-Le Sapin de Numidie (*Abies numidica*), dont la répartition actuelle est très réduite par rapport à celle de ses ancêtres au cours des périodes glaciaires.

- **Néo-endémisme**

Le néo-endémisme concerne les espèces apparues relativement récemment au cours de l'évolution à la suite de phénomènes de spéciation, d'isolement géographique ou d'adaptation à des conditions écologiques particulières. Ces espèces n'ont pas encore eu le temps d'étendre leur aire de répartition et restent confinées à une région donnée (Cox & Moore, 2016).

Exemple :

Certaines espèces du genre *Centaurea* (Asteraceae), localisées dans les massifs montagneux du Maghreb, sont également considérées comme des néo-endémiques en raison de leur évolution récente dans des habitats isolés.

2.5.3 Importance de l'endémisme pour la conservation

Les espèces endémiques sont souvent considérées comme des priorités absolues de conservation. Leur disparition dans leur aire naturelle équivaut à une extinction mondiale, puisqu'elles n'existent nulle part ailleurs (Groom et al., 2014). Les régions riches en espèces endémiques sont qualifiées de hotspots de biodiversité. Elles concentrent une forte richesse spécifique ainsi qu'un taux élevé d'endémisme, tout en étant fortement menacées par les activités humaines (Myers et al., 2000 ; Mittermeier et al., 2011).

Le bassin méditerranéen, auquel appartient l'Algérie, constitue l'un de ces hotspots mondiaux. La flore algérienne compte plusieurs centaines d'espèces endémiques ou subendémiques (Médail & Quézel, 1999 ; Quézel & Médail, 2003).

Exemple d'espèces sub-endémiques : Le Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) est souvent considéré comme sub-endémique du Maghreb, car il est principalement présent en Algérie et au Maroc, avec une répartition naturelle limitée à ces deux pays.

-Le Chêne afarès (*Quercus afares*) est une espèce sub-endémique d'Afrique du Nord, présente dans le nord-est de l'Algérie et le nord-ouest de la Tunisie.

2.6. La rareté

2.6.1 Définition

La rareté correspond à la faible fréquence d'apparition ou à la faible abondance d'une espèce dans son milieu naturel. Une espèce rare peut être peu représentée en nombre d'individus, occuper une aire géographique réduite ou être limitée à des habitats très spécialisés (Rabinowitz, 1981 ; Gaston, 1994).

Contrairement à une idée répandue, une espèce rare n'est pas nécessairement menacée. Certaines espèces sont naturellement rares depuis des milliers d'années en raison de leurs exigences écologiques particulières ou de leur faible capacité de dispersion. En revanche,

d'autres deviennent rares à cause des activités humaines, ce qui augmente considérablement leur risque d'extinction (Gaston, 1994).

2.6.2 Les différentes formes de rareté

Classification de la rareté selon Rabinowitz (1981) :

En 1981, Deborah Rabinowitz a proposé une classification devenue une référence en biologie de la conservation pour caractériser les espèces rares. Cette approche repose sur la combinaison de trois critères écologiques qui permettent d'évaluer le degré de rareté d'une espèce et par conséquent, sa vulnérabilité face aux risques d'extinction. Selon cette classification, une espèce peut être considérée comme rare lorsqu'elle présente une ou plusieurs caractéristiques défavorables parmi les trois critères suivants :

L'étendue de l'aire de répartition: elle correspond à la superficie géographique occupée par une espèce. Les espèces ayant une aire de répartition très restreinte sont généralement plus vulnérables aux perturbations environnementales, aux catastrophes naturelles ou aux modifications de leur habitat que les espèces largement distribuées.

La spécificité de l'habitat : ce critère indique si une espèce est capable de vivre dans une grande variété de milieux ou si elle dépend d'un habitat très particulier. Les espèces spécialistes, qui ne peuvent survivre que dans des conditions écologiques précises, sont plus sensibles à la dégradation ou à la disparition de leur habitat que les espèces généralistes.

La taille des populations: elle représente le nombre d'individus constituant les populations d'une espèce. Les espèces dont les populations sont peu abondantes ou très fragmentées présentent un risque plus élevé d'extinction en raison de la dérive génétique, de la consanguinité, des difficultés de reproduction et d'une plus grande sensibilité aux événements aléatoires.

En combinant ces trois critères, Rabinowitz distingue huit situations possibles. Une seule correspond aux espèces communes (aire de répartition large, habitat varié et populations abondantes), tandis que les sept autres correspondent à différentes formes de rareté, chacune présentant un niveau de vulnérabilité différent. Cette classification est aujourd'hui largement utilisée pour identifier les espèces prioritaires en conservation, évaluer leur risque de disparition et orienter les stratégies de gestion et de protection des habitats.

2.6.3 Les causes de la rareté

Causes naturelles

Certaines espèces sont naturellement rares en raison de leurs caractéristiques écologiques, biologiques ou évolutives:

Faible capacité de dispersion: certaines espèces possèdent des capacités limitées de déplacement ou de colonisation de nouveaux habitats. Cette faible dispersion réduit leur possibilité d'étendre leur aire de répartition et peut maintenir leurs populations dans des zones restreintes (Gaston, 1994).

Spécialisation écologique: certaines espèces sont adaptées à des conditions environnementales particulières (type de sol, humidité, température ou disponibilité des ressources). Cette forte spécialisation limite les habitats favorables à leur survie et contribue à leur rareté (Rabinowitz et al., 1986 ; Gaston, 1994 ; Primack, 2012).

Faible succès reproducteur: les espèces produisant peu de descendants, présentant une reproduction lente ou nécessitant des conditions spécifiques pour se reproduire peuvent avoir des populations naturellement faibles (Begon et al., 2006).

Évolution insulaire: les espèces évoluant dans des milieux isolés, comme les îles ou certains massifs montagneux, peuvent présenter une distribution réduite en raison de l'isolement géographique et de la limitation des échanges génétiques avec d'autres populations (Cox & Moore, 2016).

Exigences écologiques très strictes: certaines espèces ne peuvent survivre que dans des habitats particuliers. Par exemple, certaines plantes des zones humides temporaires dépendent de conditions hydrologiques précises, ce qui limite leur présence à quelques sites favorables (Grillas et al., 2004).

Causes anthropiques

Les activités humaines représentent aujourd'hui l'une des principales causes de l'augmentation de la rareté des espèces. Les modifications rapides des écosystèmes terrestres et aquatiques entraînent une diminution des populations, une réduction des aires de répartition et une augmentation du risque d'extinction (Primack, 2012).

Destruction des habitats

La destruction des habitats constitue l'une des causes majeures de la raréfaction des espèces. Elle résulte de la conversion des milieux naturels en terres agricoles, zones urbaines, infrastructures industrielles ou réseaux de transport. La disparition des habitats entraîne une réduction de l'espace disponible pour les espèces, une diminution des ressources alimentaires et une perte des sites nécessaires à leur reproduction (Primack, 2012).

Urbanisation

L'expansion urbaine provoque une artificialisation croissante des sols et une transformation des paysages naturels. Les constructions, routes et infrastructures fragmentent les habitats,

isolent les populations et limitent les déplacements des organismes. Les espèces ayant des exigences écologiques strictes sont particulièrement sensibles à ces modifications, ce qui peut conduire à leur disparition locale (Gaston et al., 2008).

Agriculture intensive

L'intensification agricole contribue fortement à la raréfaction des espèces par la simplification des paysages, la suppression des éléments naturels (haies, mares, bandes végétales) et l'utilisation excessive de pesticides et d'engrais chimiques. Ces pratiques affectent les plantes sauvages, les insectes pollinisateurs, les oiseaux et les organismes du sol, entraînant une diminution de la diversité écologique dans les agroécosystèmes (Tilman et al., 2001).

Pollution

Les différentes formes de pollution (industrielle, agricole et domestique) dégradent la qualité des milieux naturels. Les métaux lourds, les hydrocarbures, les pesticides, les plastiques et les rejets d'eaux usées peuvent provoquer une mortalité directe, perturber la reproduction et modifier les équilibres écologiques. Les milieux aquatiques sont particulièrement vulnérables aux pollutions qui affectent les organismes sensibles et réduisent la diversité des communautés biologiques (Harrison & Hoare, 2019).

Drainage des zones humides

Le drainage des zones humides pour l'agriculture, l'urbanisation ou l'aménagement hydraulique entraîne la disparition d'habitats essentiels pour de nombreuses espèces végétales et animales. Ces écosystèmes abritent souvent des espèces spécialisées dépendantes de conditions hydrologiques particulières ; leur transformation peut donc provoquer une forte diminution de leur abondance et parfois leur disparition locale (Grillas et al., 2004).

Incendies

Les incendies fréquents perturbent le fonctionnement des écosystèmes forestiers et empêchent la régénération naturelle de certaines espèces végétales. Lorsque la fréquence des incendies dépasse la capacité de récupération du milieu, les habitats se dégradent progressivement et les espèces sensibles peuvent devenir rares ou disparaître localement (Pausas & Keeley, 2014).

Fragmentation des paysages

La fragmentation correspond à la division d'un habitat continu en plusieurs fragments isolés. Elle réduit les échanges entre populations, limite la dispersion des individus et diminue la diversité génétique. Les petites populations isolées deviennent alors plus vulnérables aux perturbations environnementales et au risque d'extinction (Fahrig, 2003).

Changement climatique

Le changement climatique modifie les conditions environnementales nécessaires à la survie des espèces. L'augmentation des températures, les modifications des précipitations et la fréquence accrue des événements extrêmes peuvent entraîner des déplacements d'aires de répartition, des perturbations des cycles biologiques et la disparition des espèces incapables de s'adapter rapidement (Bellard et al., 2012).

Espèces exotiques envahissantes

Les espèces exotiques envahissantes peuvent provoquer la raréfaction des espèces locales par compétition, prédation, transmission de maladies ou modification des habitats. Elles représentent une menace importante pour les écosystèmes naturels, en particulier dans les milieux insulaires et aquatiques (Simberloff et al., 2013).

2.6 Les espèces clés

2.7.1 Définition

Les espèces clés (*keystone species*) sont des espèces dont l'influence écologique est beaucoup plus importante que ne le laisserait supposer leur abondance ou leur biomasse.

Le concept a été proposé par Robert Paine (1969), qui a montré que certaines espèces contrôlent l'organisation de toute une communauté écologique. Leur disparition provoque une cascade de changements écologiques susceptibles d'entraîner une forte diminution de la biodiversité. Ainsi, une espèce clé agit comme la pierre centrale d'une voûte architecturale : bien que de petite taille, son retrait provoque l'effondrement de l'ensemble de la structure.

2.7.2. Les principales catégories d'espèces clés

Les espèces clés exercent leur influence sur les écosystèmes par différents mécanismes écologiques. Elles contribuent au maintien de la structure, du fonctionnement et de la stabilité des communautés biologiques. Bien que leur abondance puisse être faible, leur disparition entraîne souvent des modifications profondes de l'écosystème (Estes et al., 2011 ; Groom et al., 2014).

Les principales catégories comprennent les prédateurs clés, les pollinisateurs, les disperseurs de graines et les espèces ingénieures.

- **Les prédateurs clés**

Les prédateurs clés occupent les niveaux supérieurs des chaînes alimentaires et jouent un rôle essentiel dans la régulation des populations de leurs proies. En limitant les effectifs des herbivores ou des carnivores intermédiaires, ils empêchent la surexploitation de la végétation et maintiennent l'équilibre des écosystèmes. Leur présence influence également le

comportement des proies, réduisant la pression exercée sur certains habitats. Parmi les exemples les plus connus figurent le loup (*Canis lupus*), le lion (*Panthera leo*) et les requins, dont la disparition peut entraîner une forte diminution de la biodiversité (Estes et al., 2011 ; Ripple et al., 2014).

- **Les pollinisateurs**

Les pollinisateurs assurent le transfert du pollen entre les fleurs, permettant la reproduction de la majorité des plantes à fleurs. Les abeilles, les bourdons, les papillons, certaines mouches, oiseaux et chauves-souris jouent un rôle fondamental dans le maintien de la diversité végétale et dans la production de nombreuses cultures agricoles. Le déclin de ces espèces, dû notamment aux pesticides, à la destruction des habitats et aux changements climatiques, représente aujourd'hui une menace importante pour les écosystèmes et la sécurité alimentaire (Ollerton, Winfree, & Tarrant, 2011 ; Potts et al., 2016).

- **Les disperseurs de graines**

La dispersion des graines favorise la régénération naturelle des écosystèmes et le maintien de la diversité génétique des populations végétales. Les oiseaux frugivores, les chauves-souris et plusieurs mammifères transportent les graines sur de longues distances, facilitant ainsi la colonisation de nouveaux habitats. Leur disparition peut limiter le renouvellement des forêts et modifier la composition des communautés végétales (Howe & Smallwood, 1982 ; Dennis et al., 2007).

- **Les espèces ingénieures**

Les espèces ingénieures modifient les caractéristiques physiques de leur environnement et créent des habitats favorables à d'autres organismes. Le castor, par la construction de barrages, favorise la formation de zones humides riches en biodiversité. Les coraux édifient les récifs coralliens qui abritent une grande diversité d'espèces marines, tandis que les termites améliorent la structure et la fertilité des sols. En transformant leur milieu, ces espèces augmentent la complexité et la résilience des écosystèmes (Jones et al., 1994 ; Wright & Jones, 2006).

.

Chapitre 3 : Menaces sur la biodiversité

3.1 Causes génétiques de l'érosion de la biodiversité

Les processus génétiques jouent un rôle fondamental dans la survie et l'évolution des populations naturelles. La diversité génétique constitue la matière première de la sélection naturelle et conditionne la capacité des espèces à s'adapter aux changements environnementaux. Une réduction de cette diversité limite fortement le potentiel évolutif des populations et augmente leur vulnérabilité face aux maladies, aux parasites et aux modifications du milieu (Frankham et al., 2019).

3.1.1 La diversité génétique

La diversité génétique correspond à l'ensemble des variations des gènes et des allèles présents au sein d'une population ou d'une espèce. Elle résulte des mutations, de la recombinaison génétique et des échanges de gènes entre populations. Cette variabilité constitue le moteur de l'évolution biologique en permettant aux populations de répondre aux pressions de sélection naturelle (Frankham et al., 2019) .

Une population possédant une forte diversité génétique bénéficie généralement d'une meilleure capacité d'adaptation aux changements climatiques, d'une résistance accrue aux maladies, d'une diminution des risques liés à la consanguinité ainsi que d'un meilleur potentiel de colonisation de nouveaux habitats. À l'inverse, les populations génétiquement pauvres présentent une capacité réduite d'adaptation et un risque d'extinction beaucoup plus élevé (Groom et al., 2014 ; Primack et al; 2022).

3.1.2 La dérive génétique

La dérive génétique est un processus évolutif caractérisé par des fluctuations aléatoires des fréquences alléliques au sein d'une population. Contrairement à la sélection naturelle, ces variations ne sont pas liées à l'avantage adaptatif des individus mais résultent simplement du hasard des reproductions. La dérive génétique exerce des effets particulièrement importants lorsque les effectifs des populations sont faibles (Frankham et al., 2019).

Au fil des générations, la dérive génétique peut entraîner la disparition de certains allèles, une diminution progressive de la variabilité génétique, la fixation d'allèles parfois défavorables et une réduction du potentiel adaptatif des populations. Ces mécanismes augmentent significativement le risque d'extinction, notamment chez les espèces rares ou fragmentées (Groom et al., 2014). Par exemple, une petite population de gazelles isolée dans une réserve naturelle peut perdre progressivement une partie de sa diversité génétique uniquement sous l'effet du hasard des reproductions, même en l'absence de sélection naturelle (Frankham et al., 2019).

3.1.3 La consanguinité

La consanguinité correspond à la reproduction entre individus génétiquement apparentés. Ce phénomène devient fréquent lorsque les populations sont petites, isolées ou fortement fragmentées. L'accouplement entre apparentés augmente la proportion d'individus homozygotes et favorise l'expression de gènes récessifs délétères normalement masqués dans les populations de grande taille (Frankham et al., 2019).

Les conséquences biologiques de la consanguinité sont nombreuses. Elles comprennent une diminution de la fertilité, une baisse du taux de survie des jeunes, l'apparition de malformations congénitales, une réduction des performances reproductrices ainsi qu'une augmentation de la sensibilité aux maladies. L'ensemble de ces effets est connu sous le nom de dépression de consanguinité, phénomène largement documenté chez les populations menacées (Keller & Waller, 2002 ; Groom et al., 2022).

3.1.4 L'effet fondateur

L'effet fondateur apparaît lorsqu'une nouvelle population est créée à partir d'un nombre très limité d'individus provenant d'une population d'origine. Les individus fondateurs ne transportent qu'une partie de la diversité génétique initialement présente dans la population source, ce qui entraîne une réduction importante de la variabilité génétique dès les premières générations (Frankham et al., 2019) . Cette situation favorise ensuite l'intensification de la dérive génétique, augmente le risque de consanguinité et limite la capacité d'adaptation des nouvelles populations (figure 6). L'effet fondateur est fréquemment observé lors des programmes de réintroduction d'espèces, de colonisation d'îles ou après des catastrophes ayant réduit brutalement les effectifs (Allendorf et al., 2013).

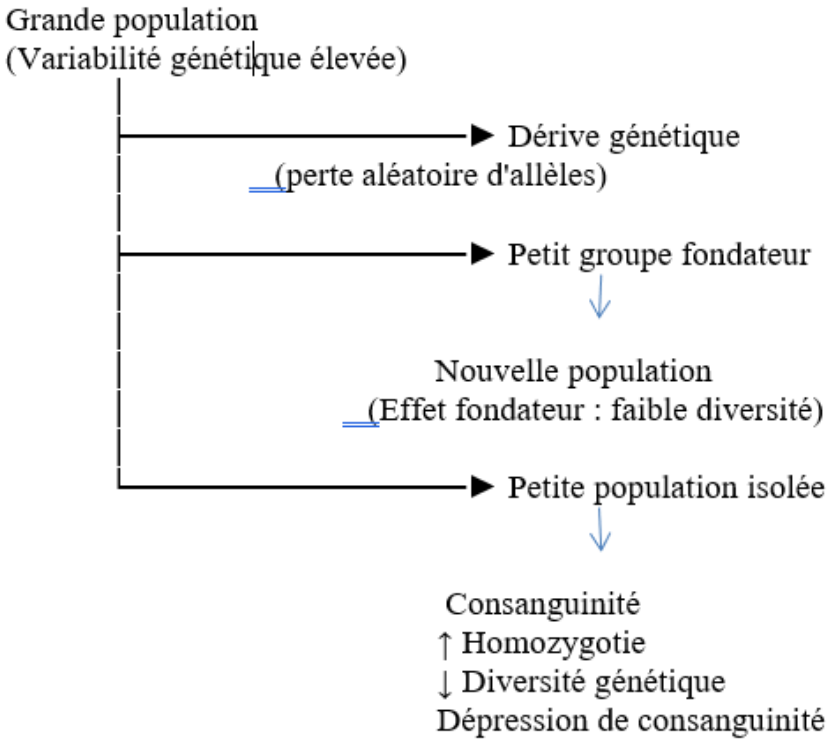

Figure 6: Illustration de la dérive génétique, de l'effet fondateur et de la consanguinité.

3.2 Causes démographiques de la disparition des espèces

Au-delà des facteurs génétiques, la dynamique démographique constitue un élément déterminant de la persistance des populations naturelles. Les petites populations sont davantage exposées aux fluctuations aléatoires de leur environnement et présentent une probabilité beaucoup plus élevée de disparaître que les populations importantes (Shaffer, 1981 ; Groom et al., 2014).

3.2.1 Petite taille des populations

Une population est considérée comme petite lorsque son effectif ne permet plus d'assurer durablement le maintien de sa diversité génétique et de sa dynamique démographique. Les petites populations rencontrent fréquemment des difficultés de reproduction, une perte progressive de diversité génétique ainsi qu'une sensibilité accrue aux catastrophes naturelles et aux maladies (Frankham et al., 2019).

En biologie de la conservation, on distingue le nombre total d'individus recensés (N) de la taille efficace de la population (Ne), qui représente uniquement les individus contribuant réellement à la reproduction. Cette taille efficace est souvent beaucoup plus faible que l'effectif total et constitue un indicateur essentiel pour évaluer la viabilité à long terme d'une population (Frankham et al., 2019).

3.2.2 Les fluctuations démographiques

Même en l'absence d'intervention humaine, les populations naturelles connaissent des variations de leurs effectifs sous l'effet des naissances, des décès, des migrations et des variations des conditions environnementales. Ces fluctuations deviennent particulièrement critiques lorsque les effectifs sont déjà faibles (Groom et al., 2014). Les sécheresses, les incendies de forêt, les épidémies ou les inondations peuvent provoquer des diminutions importantes des populations. Chez les espèces déjà rares, ces événements peuvent conduire rapidement à une extinction locale ou régionale (Primack et al, 2022).

3.2.3 Les phénomènes stochastiques

Les phénomènes stochastiques regroupent l'ensemble des événements aléatoires susceptibles d'affecter la survie des populations (Shaffer, 1981).

La stochasticité démographique : correspond aux variations aléatoires des taux de natalité, de mortalité et du succès reproducteur observées au sein des populations (Frankham et al., 2019).

La stochasticité environnementale : résulte des fluctuations imprévisibles des conditions climatiques, de la disponibilité des ressources ou des interactions biologiques (Primack, 2012).

Les catastrophes naturelles exceptionnelles telles que les incendies, les tempêtes, les sécheresses prolongées, les inondations ou les éruptions volcaniques peuvent provoquer la disparition complète de populations locales en très peu de temps, particulièrement lorsque leurs effectifs sont réduits (Primack el al, 2022).

3.3 Les principales menaces sur la biodiversité

3.3.1 La fragmentation des habitats

La fragmentation des habitats correspond au processus par lequel un habitat naturel continu est divisé en plusieurs parcelles de plus petite taille, isolées les unes des autres par des infrastructures ou des milieux artificialisés. Cette fragmentation résulte principalement de la construction de routes, d'autoroutes, de voies ferrées, de barrages, de zones urbaines, ainsi que de l'expansion agricole et industrielle (Fahrig, 2003 ; Haddad et al., 2015). La fragmentation modifie profondément la structure du paysage et réduit la connectivité écologique entre les populations. Les individus rencontrent davantage de difficultés pour se déplacer, rechercher de la nourriture, trouver un partenaire reproducteur ou coloniser de nouveaux habitats. L'isolement des populations limite les échanges génétiques, favorise la consanguinité et accentue les effets de la dérive génétique, diminuant ainsi leur capacité d'adaptation aux changements environnementaux (Bennett, 2003 ; Hilty et al., 2020).

La réduction de la superficie des habitats entraîne également un effet de bordure, caractérisé par des modifications des conditions environnementales telles que l'augmentation de la température, de la luminosité et de l'exposition au vent. Ces changements favorisent souvent les espèces généralistes au détriment des espèces spécialisées, ce qui entraîne une simplification des communautés écologiques (Murcia, 1995 ; Laurance et al., 2002 ; Groom et al., 2022).

3.3.2 Les espèces exotiques envahissantes

Les espèces exotiques envahissantes sont des organismes introduits volontairement ou accidentellement en dehors de leur aire de répartition naturelle et qui parviennent à s'établir, se reproduire et se propager rapidement dans leur nouvel environnement. Toutes les espèces introduites ne deviennent pas envahissantes ; seules celles capables de proliférer et de perturber les écosystèmes sont considérés comme des espèces exotiques envahissantes (Richardson et al., 2000 ; Blackburn et al., 2011). .

Ces espèces constituent aujourd'hui l'une des principales causes de perte de biodiversité à l'échelle mondiale. Elles entrent souvent en compétition avec les espèces indigènes pour l'accès aux ressources alimentaires, à l'eau, à la lumière ou aux sites de reproduction. Certaines modifient les propriétés physiques et chimiques des sols, tandis que d'autres transmettent des maladies ou exercent une forte prédation sur les espèces locales (Bellard et al., 2016 ; Groom et al., 2014).

Les impacts écologiques des espèces envahissantes sont multiples: diminution des populations indigènes, modification des réseaux trophiques, homogénéisation des paysages biologiques et altération des processus écologiques. Elles peuvent également entraîner des conséquences économiques importantes en affectant l'agriculture, les ressources forestières ou les infrastructures, ainsi que des impacts sanitaires lorsqu'elles transmettent des agents pathogènes (Pyšek et al., 2020).

Parmi les exemples les plus connus figurent la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), qui colonise rapidement les plans d'eau, ou le moustique tigre (*Aedes albopictus*), vecteur de plusieurs maladies. En région méditerranéenne, plusieurs plantes introduites menacent également les communautés végétales autochtones (Pimentel et al., 2005) .

3.3.3 Les pollutions

La pollution désigne l'introduction dans l'environnement de substances ou de formes d'énergie susceptibles d'altérer les conditions naturelles des écosystèmes et d'affecter les organismes vivants. Elle peut être d'origine industrielle, agricole, urbaine ou domestique et toucher les milieux terrestres, aquatiques et atmosphériques (Groom et al., 2014).

La pollution chimique est principalement liée aux pesticides, aux engrais, aux hydrocarbures, aux métaux lourds et aux produits industriels. Ces substances peuvent contaminer les sols, les eaux de surface et les nappes souterraines, entraînant une toxicité directe pour les organismes ou une accumulation progressive dans les chaînes alimentaires (Carson, 1962 ; Alloway, 2013).

Dans les milieux aquatiques, les apports excessifs d'azote et de phosphore issus des activités agricoles provoquent un phénomène d'eutrophisation, caractérisé par une prolifération excessive d'algues et une diminution de l'oxygène dissous. Cette situation entraîne une mortalité importante des poissons, des invertébrés et d'autres organismes aquatiques (Smith et al., 1999 ; Schindler, 2006).

La pollution atmosphérique, causée notamment par les émissions industrielles et les gaz d'échappement, contribue à l'acidification des sols, à la dégradation des forêts et au réchauffement climatique. D'autres formes de pollution, comme la pollution plastique, lumineuse ou sonore, perturbent également les comportements de nombreuses espèces, en particulier les oiseaux, les chauves-souris, les mammifères marins et les insectes (Gall & Thompson, 2015).

3.3.4 Les changements climatiques

Les changements climatiques constituent aujourd'hui l'une des principales menaces pesant sur la biodiversité à l'échelle mondiale. Contrairement aux variations climatiques naturelles observées au cours de l'histoire de la Terre, le changement climatique actuel se caractérise par sa rapidité et son origine essentiellement anthropique. Depuis le début de la révolution industrielle, les activités humaines ont considérablement augmenté les concentrations atmosphériques de gaz à effet de serre (GES), notamment le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), le protoxyde d'azote (N_2O) et certains gaz fluorés. Ces gaz retiennent une partie du rayonnement infrarouge émis par la surface terrestre, renforçant ainsi l'effet de serre naturel et provoquant une augmentation progressive de la température moyenne de la planète (Primack et al, 2022).

Les principales sources de ces émissions sont la combustion des combustibles fossiles (charbon, pétrole et gaz naturel), la déforestation, l'urbanisation, les activités industrielles, les transports, ainsi que certaines pratiques agricoles et d'élevage. La destruction des forêts, qui jouent un rôle essentiel dans le stockage du carbone atmosphérique, contribue également à accroître la concentration des gaz à effet de serre et accentue le réchauffement climatique (Vitousek et al., 1997 ; Sala et al., 2000).

L'augmentation de la température moyenne mondiale s'accompagne de nombreuses modifications des paramètres climatiques. Les régimes de précipitations deviennent plus irréguliers, avec une alternance d'épisodes de sécheresse prolongée et de pluies intenses. Les vagues de chaleur sont plus fréquentes et plus longues, tandis que les incendies de forêt, les tempêtes, les inondations et d'autres événements météorologiques extrêmes deviennent plus fréquents et plus intenses. Par ailleurs, la fonte accélérée des glaciers et des calottes polaires contribue à l'élévation du niveau moyen des océans, menaçant les zones côtières, les estuaires et les écosystèmes insulaires (Walther et al., 2002 ; Parmesan & Yohe, 2003 ; Bellard et al., 2012).

Ces changements ont des répercussions profondes sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Les modifications de température et d'humidité influencent directement la croissance, la reproduction, la survie et la distribution géographique des espèces. De nombreuses plantes avancent leur période de floraison, tandis que certains oiseaux commencent leurs migrations plus tôt ou modifient leurs itinéraires migratoires. Chez les amphibiens, les reptiles et les insectes, les cycles biologiques sont également perturbés, ce qui peut entraîner un décalage entre la disponibilité des ressources alimentaires et les besoins des espèces. Ces modifications de la phénologie perturbent les interactions écologiques, notamment entre les plantes et leurs pollinisateurs ou entre les prédateurs et leurs proies (Walther et al., 2002 ; Parmesan & Yohe, 2003 ; Bellard et al., 2012)..

Face au réchauffement climatique, de nombreuses espèces déplacent progressivement leur aire de répartition vers des latitudes plus élevées ou vers des altitudes supérieures, où les conditions climatiques restent favorables. Cependant, cette migration n'est pas toujours possible. Les barrières naturelles ou artificielles, telles que les chaînes de montagnes, les zones urbanisées, les routes ou les terres agricoles, limitent les déplacements et augmentent le risque d'isolement des populations. Les espèces ayant une faible capacité de dispersion ou des exigences écologiques très spécifiques sont particulièrement vulnérables (Chen et al., 2011).

Les espèces endémiques, rares ou spécialisées sont parmi les plus exposées aux effets du changement climatique. Leur aire de répartition étant souvent très limitée, elles disposent de peu de possibilités pour coloniser de nouveaux habitats. De plus, leur faible diversité génétique réduit leur capacité d'adaptation aux nouvelles conditions environnementales. Une augmentation de quelques degrés de température ou une modification du régime hydrique peut suffire à compromettre leur survie. Dans certains cas, le changement climatique peut conduire à leur extinction si aucune zone favorable ne subsiste (Thuiller et al., 2005 ; Bellard et al., 2012).

Les écosystèmes méditerranéens, caractérisés par un climat déjà marqué par une forte saison sèche, figurent parmi les régions les plus sensibles aux changements climatiques. Les projections climatiques indiquent une augmentation des températures, une diminution des précipitations annuelles et une intensification des épisodes de sécheresse. Ces conditions favorisent la désertification, augmentent le risque d'incendies de forêt et réduisent la disponibilité des ressources en eau, entraînant une régression de nombreuses espèces végétales et animales (Médail & Quézel, 1999).

Outre leurs effets directs, les changements climatiques amplifient les autres menaces pesant sur la biodiversité. Ils favorisent la propagation des espèces exotiques envahissantes, augmentent la sensibilité des écosystèmes aux pollutions et accentuent les effets de la fragmentation des habitats. Les populations déjà fragilisées deviennent ainsi plus vulnérables aux maladies, aux parasites et aux perturbations environnementales, ce qui accélère leur déclin (Mantyka-Pringle et al., 2015).

Face à ces enjeux, la conservation de la biodiversité doit intégrer des stratégies d'adaptation au changement climatique. Parmi les principales mesures figurent la restauration des habitats dégradés, le maintien des corridors écologiques pour faciliter les déplacements des espèces, la protection des refuges climatiques, la réduction des émissions de gaz à effet de serre et le renforcement des programmes de suivi écologique. Ces actions permettront d'améliorer la résilience des écosystèmes et de limiter les pertes de biodiversité dans un contexte de changement climatique global (Heller & Zavaleta, 2009 ; Hilty et al., 2020).

Chapitre 4 : Stratégies de conservation de la biodiversité

4.1 Principes généraux de la conservation

La conservation de la biodiversité repose sur un ensemble de principes scientifiques et de gestion visant à préserver les espèces, les habitats et les processus écologiques tout en tenant compte des besoins des sociétés humaines. Selon Primack (2012), ces principes constituent le fondement des stratégies modernes de conservation et permettent d'assurer le maintien de la diversité biologique à long terme.

Prévention

Le principe de prévention consiste à intervenir avant que les populations d'espèces ou les écosystèmes n'atteignent un état critique ou irréversible. Les actions préventives comprennent notamment l'identification précoce des menaces, la protection des habitats naturels, la limitation de leur fragmentation ainsi que la mise en place de programmes de surveillance écologique. Cette approche est généralement plus efficace et moins coûteuse que les actions de restauration entreprises après la dégradation des milieux naturels (Primack, 2012).

Approche écosystémique

L'approche écosystémique considère que les espèces ne peuvent être conservées indépendamment de leur environnement. Elle prend en compte les interactions entre les organismes vivants et les facteurs abiotiques, ainsi que les processus écologiques qui assurent le fonctionnement des écosystèmes. Cette approche privilégie la conservation des habitats, le maintien des fonctions écologiques et la préservation de la biodiversité à l'échelle des paysages (Primack, 2012).

Gestion adaptative

La gestion adaptative repose sur un processus continu de suivi, d'évaluation et d'amélioration des actions de conservation. Les décisions sont régulièrement ajustées en fonction des résultats obtenus et de l'évolution des conditions environnementales. Cette méthode permet d'améliorer progressivement l'efficacité des programmes de conservation, notamment face aux effets du changement climatique et aux autres perturbations écologiques (Primack, 2012).

Participation des parties prenantes

La conservation de la biodiversité nécessite l'implication des populations locales, des scientifiques, des gestionnaires, des organisations non gouvernementales et des décideurs publics. La participation des différentes parties prenantes favorise une meilleure acceptation des mesures de protection, renforce la gouvernance environnementale et permet d'intégrer les

connaissances scientifiques et les savoirs traditionnels dans les actions de conservation (Primack, 2012).

Utilisation durable des ressources naturelles

L'utilisation durable des ressources naturelles consiste à exploiter les ressources biologiques à un rythme compatible avec leur capacité de renouvellement, afin de préserver les fonctions écologiques tout en répondant aux besoins économiques et sociaux des populations. Ce principe constitue l'un des fondements du développement durable et permet de concilier les objectifs de conservation avec les activités humaines telles que l'agriculture, la sylviculture, la pêche et le tourisme (Primack, 2012). Ainsi, les stratégies modernes de conservation reposent sur l'application conjointe de ces principes afin d'assurer une protection efficace de la biodiversité, de maintenir les services écosystémiques et de garantir une gestion durable des ressources naturelles (Primack, 2012).

4.2 La conservation *in situ*

4.2.1 Définition

La conservation *in situ* consiste à protéger les espèces dans leur environnement naturel afin qu'elles puissent poursuivre leur évolution et leurs interactions écologiques. Selon la Convention sur la diversité biologique, il s'agit de la méthode prioritaire pour préserver la biodiversité (Groom et al., 2014). Cette approche permet :

Le maintien des processus évolutifs : La conservation *in situ* permet aux populations de continuer à évoluer dans leur environnement naturel sous l'effet de la sélection naturelle, des mutations, de la dérive génétique et des flux de gènes. Les espèces conservent ainsi leur capacité d'adaptation face aux changements environnementaux et climatiques (Frankham et al., 2017).

La conservation des interactions entre espèces : Les organismes sont protégés au sein de leurs communautés naturelles, ce qui préserve les relations écologiques telles que la pollinisation, la dispersion des graines, les relations prédateur-proie, le parasitisme, le mutualisme et la compétition. Ces interactions sont indispensables au maintien de l'équilibre des écosystèmes (Tylianakis et al., 2010).

La préservation de la diversité génétique : En conservant les populations dans leurs habitats naturels, les échanges génétiques entre individus sont maintenus, limitant les risques de consanguinité et de perte de variabilité génétique. Cette diversité constitue un élément essentiel pour la résilience des espèces face aux maladies, aux perturbations et aux changements du milieu (Allendorf et al., 2013 ; Frankham et al., 2017).

Le fonctionnement naturel des écosystèmes : La conservation *in situ* protège non seulement les espèces, mais également les processus écologiques tels que les cycles des nutriments, le cycle de l'eau, la production primaire, la décomposition de la matière organique et les successions écologiques. Le maintien de ces processus garantit la stabilité, la productivité et la durabilité des écosystèmes (Chapin et al., 2000).

4.2.2 Les aires protégées

Les aires protégées sont des espaces terrestres ou marins destinés à assurer la conservation à long terme de la biodiversité (Dudley, 2008).

Principales catégories d'aires protégées

Les aires protégées constituent le principal outil de la conservation *in situ* de la biodiversité. Elles correspondent à des espaces géographiques délimités et gérés selon des objectifs précis de protection de la nature, de préservation des habitats et des espèces, ainsi que de maintien des services écosystémiques (Dudley, 2008). Selon leur niveau de protection et leurs objectifs de gestion, plusieurs catégories d'aires protégées sont distinguées :

- **Les parcs nationaux**

Les parcs nationaux sont de vastes espaces naturels protégés créés afin de préserver des écosystèmes représentatifs, des paysages remarquables et des espèces animales et végétales menacées. Ils sont soumis à une réglementation stricte qui limite les activités humaines susceptibles de dégrader les milieux naturels. Toutefois, certaines activités compatibles avec les objectifs de conservation, comme la recherche scientifique, l'éducation à l'environnement, l'écotourisme et les loisirs de faible impact, y sont autorisées (Groom et al., 2014).

Les parcs nationaux jouent un rôle majeur dans la conservation de la biodiversité, la protection des ressources en eau, la lutte contre la désertification et le maintien des équilibres écologiques. En Algérie, plusieurs parcs nationaux sont reconnus pour leur richesse biologique, notamment le Parc national d'El Kala, le Parc national de Djurdjura, le Parc national de Chréa, le Parc national de Taza, le Parc national de Gouraya et le Parc national du Tassili N'Ajjer (Direction Générale des Forêts, 2023) (Tableau 1).

Tableau 1: Les parcs nationaux et leurs principales caractéristiques en Algérie

Parc national	**Principales caractéristiques**
El Kala	Zones humides, lacs, biodiversité méditerranéenne
Djurdjura	Forêts de cèdres, singe magot, rapaces
Chréa	Cédraies, faune montagnarde
Belezma	Cèdre de l'Atlas, flore steppique
Taza	Falaises, biodiversité côtière
Gouraya	Forêts méditerranéennes et littoral

- **Les réserves naturelles**

Les réserves naturelles sont des espaces protégés destinés à préserver des habitats, des espèces rares, des formations géologiques ou des écosystèmes particulièrement fragiles. Leur objectif principal est de maintenir les milieux naturels dans un état de conservation favorable tout en limitant les interventions humaines (Dudley, 2008 ; Primack, 2012).

Les activités autorisées sont généralement restreintes et font l'objet d'un contrôle rigoureux. Les réserves naturelles servent souvent de sites de recherche scientifique, de suivi écologique et de conservation des espèces menacées. Elles permettent également de protéger les habitats essentiels à la reproduction, à l'alimentation ou à la migration de nombreuses espèces (Groom et al., 2014).

- **Les aires marines protégées**

Les aires marines protégées regroupent des espaces marins et côtiers bénéficiant d'un statut particulier de protection afin de préserver la biodiversité marine, les habitats sensibles et les ressources halieutiques. Elles peuvent inclure des récifs, des herbiers marins, des zones de reproduction des poissons, des estuaires ou encore des lagunes (Kelleher, 1999).

Ces espaces contribuent à limiter la surexploitation des ressources marines, à protéger les espèces menacées et à restaurer les populations de poissons. Ils participent également au maintien des services écosystémiques, tels que la protection des littoraux contre l'érosion, le stockage du carbone et le développement d'une pêche durable (Sala et al., 2021).

- **Les réserves intégrales**

Les réserves intégrales représentent le niveau de protection le plus élevé parmi les aires protégées. Elles sont destinées à préserver des écosystèmes totalement intacts ou très peu modifiés par les activités humaines. L'accès y est généralement interdit au public, sauf pour

les chercheurs disposant d'autorisations spécifiques. Aucune activité d'exploitation des ressources naturelles n'y est autorisée. Ces réserves constituent de véritables laboratoires naturels permettant d'étudier le fonctionnement spontané des écosystèmes et l'évolution naturelle des espèces sans influence humaine (Dudley, 2008).

- **Les sites Ramsar (zones humides d'importance internationale)**

Les sites Ramsar sont des zones humides reconnues au niveau international dans le cadre de la Convention de Ramsar, signée en 1971 en Iran. Cette convention vise à assurer la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides en raison de leur importance écologique, hydrologique, économique et sociale.

Les sites Ramsar comprennent notamment des lacs, marais, tourbières, lagunes, estuaires, plaines inondables et zones côtières. Ils constituent des habitats essentiels pour de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs, de poissons, d'amphibiens et de plantes aquatiques. En plus de leur rôle dans la conservation de la biodiversité, ils assurent des fonctions écologiques importantes telles que la régulation des crues, la recharge des nappes phréatiques, l'épuration naturelle des eaux et le stockage du carbone. L'Algérie possède plus de cinquante sites Ramsar, parmi lesquels le complexe des zones humides d'El Kala, le Chott El Hodna, le Lac Tonga, le Lac Oubeïra et plusieurs chotts et sebkhas d'importance internationale (figure 7).



Figure 7: Le lac Tonga -Parc national d'El-Kala-

4.2.3 Avantages de la conservation *in situ*

La conservation *in situ* est reconnue comme la stratégie la plus efficace pour préserver durablement la biodiversité. En protégeant les espèces dans leurs habitats naturels, elle assure

non seulement leur survie, mais également le maintien des processus écologiques et évolutifs indispensables au fonctionnement des écosystèmes. Cette approche présente plusieurs avantages majeurs (Primack, 2012).

Maintien des interactions écologiques naturelles

La conservation *in situ* permet de préserver les relations complexes qui existent entre les organismes vivants et leur environnement. Les interactions telles que la pollinisation, la dispersion des graines, les relations prédateur-proie, le mutualisme, la compétition et le parasitisme continuent de se dérouler naturellement. Ces interactions garantissent le bon fonctionnement des écosystèmes et contribuent à leur stabilité écologique (Tylianakis et al., 2010).

Préservation de la diversité génétique

En maintenant les populations dans leur habitat naturel, la conservation *in situ* favorise les échanges génétiques entre individus et entre populations voisines. Cette diversité génétique est essentielle pour assurer la capacité d'adaptation des espèces face aux maladies, aux parasites, aux changements climatiques et aux modifications de leur environnement. Une forte variabilité génétique réduit également les risques liés à la consanguinité et augmente les chances de survie des populations à long terme (Allendorf et al., 2013 ; Frankham et al., 2017).

Poursuite des processus évolutifs

Les espèces continuent d'évoluer naturellement sous l'action de la sélection naturelle, des mutations, de la dérive génétique et des flux de gènes. Ces mécanismes permettent aux populations de développer progressivement de nouvelles adaptations aux conditions environnementales. La conservation *in situ* favorise ainsi l'évolution naturelle des espèces et renforce leur résilience face aux perturbations écologiques (Soulé, 1985 ; Frankham et al., 2017).

Protection simultanée de nombreuses espèces

Contrairement à certaines méthodes qui ciblent une seule espèce, la conservation *in situ* protège l'ensemble des communautés biologiques présentes dans un même habitat. Une aire protégée conserve simultanément les plantes, les animaux, les champignons, les microorganismes ainsi que leurs habitats et leurs interactions. Cette approche écosystémique permet de préserver un grand nombre d'espèces, y compris celles qui sont encore peu connues ou non étudiées (Dudley, 2008 ; Groom et al., 2014).

Coût souvent inférieur à celui de la conservation *ex situ* à long terme

Bien que la création et la gestion des aires protégées nécessitent des investissements importants, la conservation *in situ* demeure généralement plus économique sur le long terme que la conservation *ex situ*. Cette dernière exige des infrastructures spécialisées, des équipements, du personnel qualifié et un entretien permanent des collections biologiques. En protégeant les écosystèmes dans leur état naturel, la conservation *in situ* limite ces coûts tout en assurant la préservation durable des espèces et des services écosystémiques qu'elles fournissent à la société (IUCN, 2008 ; FAO, 2022).

4.2.4 Inconvénients de la conservation *in situ*

Malgré son efficacité et son rôle fondamental dans la préservation de la biodiversité, la conservation *in situ* présente plusieurs Inconvénients. Les écosystèmes naturels sont soumis à de nombreuses pressions d'origine humaine et naturelle qui peuvent compromettre les objectifs de conservation. Une gestion efficace des aires protégées nécessite donc des moyens financiers, humains et techniques importants (Groom et al., 2014).

Pression humaine croissante

L'augmentation de la population, l'expansion urbaine, le développement des infrastructures, l'intensification de l'agriculture et l'exploitation des ressources naturelles exercent une pression de plus en plus forte sur les habitats naturels. Ces activités entraînent la destruction ou la dégradation des écosystèmes, réduisent les espaces disponibles pour la faune et la flore et augmentent les conflits entre les activités humaines et les objectifs de conservation (Primack et al, 2022).

Fragmentation des habitats

La construction de routes, de barrages, de zones industrielles et l'extension des terres agricoles divisent les habitats naturels en fragments isolés. Cette fragmentation limite les déplacements des espèces, réduit les échanges génétiques entre populations et augmente les risques de disparition locale. Les populations de petite taille deviennent plus vulnérables aux maladies, à la consanguinité et aux perturbations environnementales (Fahrig, 2003 ; Haddad et al., 2015 ; Frankham et al., 2017).

Incendies, sécheresses et changements climatiques

Les catastrophes naturelles et les effets du changement climatique représentent des menaces majeures pour les écosystèmes. Les incendies de forêt, les sécheresses prolongées, les vagues de chaleur, les inondations ou encore les modifications du régime des précipitations peuvent provoquer la destruction des habitats, la mortalité des espèces et une diminution de la

disponibilité des ressources alimentaires et en eau. Ces phénomènes favorisent également le déplacement ou la disparition de certaines espèces sensibles (Bellard et al., 2012).

Braconnage et exploitation illégale

La chasse illégale, la coupe illicite de bois, l'exploitation minière non contrôlée et la récolte excessive de certaines plantes constituent des menaces importantes pour la conservation *in situ*. Ces pratiques entraînent une diminution des populations animales et végétales, perturbent les équilibres écologiques et peuvent conduire à l'extinction locale, voire mondiale, d'espèces particulièrement vulnérables (Maxwell et al., 2016 ; Groom et al., 2014).

Difficultés de surveillance et de gestion

La gestion des aires protégées nécessite des ressources financières importantes, un personnel qualifié et des systèmes de surveillance performants. Dans de nombreux pays, les moyens disponibles sont insuffisants pour assurer un suivi régulier des espèces, contrôler les activités illégales ou mettre en œuvre des plans de gestion efficaces (Leverington et al., 2010). Les difficultés d'accès à certaines zones, le manque de coordination entre les institutions et l'insuffisance des programmes de sensibilisation peuvent également limiter l'efficacité des mesures de conservation. Dans certains cas, lorsque les populations sont très réduites, la conservation *ex situ* devient indispensable (Primack et al, 2022).

4.3 La conservation *ex situ*

4.3.1 Définition

La conservation *ex situ* est une stratégie complémentaire de la conservation *in situ*. Elle consiste à préserver les espèces animales, végétales ou microbiennes en dehors de leur habitat naturel, dans des conditions contrôlées permettant d'assurer leur survie, leur reproduction et la conservation de leur patrimoine génétique (Convention sur la Diversité Biologique, 1992). Cette approche est principalement mise en œuvre lorsque les populations naturelles sont fortement menacées, lorsque leurs habitats ont été détruits ou dégradés, ou lorsque les risques d'extinction sont élevés.

Les organismes sont conservés dans des structures spécialisées telles que les jardins botaniques, les banques de graines, les banques de gènes, les banques de tissus, les zoos, les aquariums, les centres d'élevage conservatoire ou encore les laboratoires de culture in vitro. Ces établissements appliquent des protocoles scientifiques rigoureux afin de maintenir la diversité génétique, de favoriser la reproduction et d'assurer la conservation à long terme (Guerrant et al., 2004).

4.3.2 Les banques de semences

Les banques de semences constituent l'un des principaux outils de la conservation *ex situ* des ressources végétales. Elles assurent la collecte, le traitement, la conservation et la gestion à long terme des graines de nombreuses espèces sauvages et cultivées (figure 8). Cette méthode permet de préserver le patrimoine génétique des plantes en dehors de leur habitat naturel et de disposer d'un matériel végétal de qualité pouvant être utilisé dans le futur. Les banques de semences représentent ainsi une véritable assurance contre la disparition des espèces végétales provoquée par les changements climatiques, la destruction des habitats, les catastrophes naturelles, les maladies ou les activités humaines (Li & Pritchard, 2009 ; Walters et al., 2013).

L'un des principaux objectifs des banques de semences est de préserver le patrimoine génétique des espèces végétales. Chaque lot de graines renferme une importante diversité génétique qui constitue la base de l'adaptation des plantes aux variations de leur environnement. La conservation de cette diversité est essentielle pour maintenir le potentiel évolutif des espèces et assurer leur capacité à résister aux maladies, aux ravageurs et aux changements climatiques (Frankham et al., 2017) .

Les banques de semences ont également pour mission de sécuriser les ressources phytogénétiques utilisées dans l'agriculture, la foresterie et la conservation de la biodiversité. Elles permettent de conserver des variétés locales, des espèces sauvages apparentées aux plantes cultivées ainsi que des espèces rares ou menacées. Ces ressources représentent une réserve stratégique indispensable pour garantir la sécurité alimentaire mondiale, préserver les variétés traditionnelles et maintenir la diversité des cultures agricoles (Engels & Ebert, 2021).

Un autre rôle majeur des banques de semences consiste à faciliter les programmes de restauration écologique. Les graines conservées peuvent être utilisées pour restaurer des écosystèmes dégradés, reconstituer des populations végétales disparues ou renforcer des populations naturelles devenues trop faibles. Elles sont notamment employées dans les opérations de reboisement, de restauration des zones humides, des prairies naturelles, des steppes et des habitats touchés par les incendies, la désertification ou les activités minières (Guerrant et al., 2004).

Les banques de semences jouent également un rôle essentiel dans les programmes d'amélioration génétique des plantes. Les sélectionneurs utilisent les ressources génétiques conservées pour développer de nouvelles variétés agricoles plus productives, plus résistantes aux maladies, aux parasites, à la sécheresse ou à la salinité des sols. Cette diversité génétique constitue une source précieuse de caractères favorables permettant d'améliorer durablement

les cultures tout en répondant aux défis posés par le changement climatique (Engels & Ebert, 2021).

La conservation des graines suit des protocoles scientifiques rigoureux. Après leur récolte, les graines sont soigneusement nettoyées, triées et séchées afin de réduire leur teneur en eau, ce qui ralentit leur activité métabolique et limite leur vieillissement. Elles sont ensuite conditionnées dans des emballages hermétiques et conservées à basse température, généralement autour de –18 °C, dans des chambres froides spécialement aménagées. Dans ces conditions, la viabilité des graines peut être maintenue pendant plusieurs dizaines d'années, voire plusieurs siècles pour certaines espèces. Des tests réguliers de germination sont réalisés afin de contrôler leur pouvoir germinatif et de renouveler les collections lorsque cela est nécessaire (FAO, 2014).

À l'échelle mondiale, les banques de semences constituent aujourd'hui un élément essentiel des stratégies internationales de conservation de la biodiversité végétale. Elles complètent les actions de conservation *in situ* en offrant une solution de sauvegarde face aux risques d'extinction et en garantissant la disponibilité des ressources génétiques pour les générations futures, la recherche scientifique, l'agriculture durable et les programmes de restauration des écosystèmes. Cette section peut être complétée par un encadré présentant la Réserve mondiale de semences de Svalbard (Norvège), souvent citée comme l'exemple le plus emblématique de banque de semences au monde (Fowler, 2016 ; Crop Trust, 2024).



Figure 8: Les banques de semences.

4.3.3 Les jardins botaniques

Les jardins botaniques constituent des institutions scientifiques spécialisées dans la conservation, l'étude et la valorisation de la diversité végétale. Ils jouent un rôle essentiel dans la stratégie de conservation *ex situ* en assurant la préservation d'espèces végétales rares, endémiques, menacées ou présentant un intérêt écologique, économique ou médicinal. Contrairement aux banques de semences qui conservent les graines, les jardins botaniques maintiennent des collections vivantes de plantes cultivées dans des conditions adaptées à leurs exigences écologiques. Ces établissements permettent ainsi de préserver des espèces dont les graines sont difficiles à conserver ou qui ne supportent pas le stockage à long terme (Guerrant et al., 2004).

L'une des principales missions des jardins botaniques est la conservation des collections vivantes. Les plantes sont cultivées et entretenues dans des espaces spécialement aménagés afin de reproduire, autant que possible, les conditions de leur habitat naturel. Les collections regroupent des arbres, des arbustes, des plantes herbacées, des espèces aquatiques, des plantes médicinales, des espèces tropicales ou désertiques ainsi que des espèces endémiques et menacées. Cette conservation permet de sauvegarder un patrimoine végétal précieux tout en limitant les risques de disparition de nombreuses espèces (Falk et al., 1996).

Les jardins botaniques jouent également un rôle majeur dans la recherche scientifique. Ils constituent de véritables laboratoires à ciel ouvert où les chercheurs étudient la taxonomie, la systématique, la génétique, la physiologie, l'écologie, la biologie de la reproduction et les techniques de multiplication des plantes. Les données recueillies contribuent à améliorer les connaissances sur la biodiversité végétale, à développer des méthodes de conservation plus efficaces et à soutenir les programmes internationaux de protection des espèces (Heywood, 2011).

Une autre mission fondamentale est la sensibilisation et l'éducation du public. Grâce à leurs collections, leurs expositions, leurs visites guidées et leurs activités pédagogiques, les jardins botaniques permettent au grand public, aux étudiants et aux scolaires de découvrir la richesse de la flore mondiale et de comprendre les enjeux liés à la conservation de la biodiversité. Ils favorisent ainsi le développement d'une culture environnementale et encouragent l'adoption de comportements responsables en matière de protection de la nature (Convention sur la Diversité Biologique, 1992).

Les jardins botaniques participent également à la production de matériel végétal destiné aux programmes de restauration écologique. Les plantes cultivées peuvent être multipliées par semis, bouturage, greffage ou culture *in vitro* afin de produire des individus destinés à

renforcer des populations naturelles, restaurer des habitats dégradés ou réintroduire des espèces disparues localement. Cette production constitue un appui important aux programmes de conservation *in situ* et aux projets de restauration des écosystèmes (Guerrant et al., 2004) .

En outre, les jardins botaniques collaborent étroitement avec les universités, les instituts de recherche, les banques de semences, les organismes de conservation et les réseaux internationaux spécialisés dans la protection de la biodiversité. Ils échangent du matériel végétal, des données scientifiques et des compétences techniques afin d'améliorer les stratégies de conservation des espèces végétales à l'échelle nationale et internationale (Guerrant et al., 2004).

Aujourd'hui, les jardins botaniques sont considérés comme des acteurs incontournables de la conservation *ex situ*. En associant conservation, recherche, éducation et restauration écologique, ils contribuent de manière significative à la préservation de la diversité végétale et au développement de stratégies durables pour protéger le patrimoine floristique mondial face aux menaces liées aux activités humaines et aux changements climatiques (Groom et al., 2022).

4.3.4 Les zoos modernes

Les zoos modernes ne sont plus considérés uniquement comme des lieux de loisirs ou d'exposition des animaux. Au cours des dernières décennies, leur mission a profondément évolué pour intégrer la conservation de la biodiversité, la recherche scientifique, l'éducation environnementale et le soutien aux programmes internationaux de protection des espèces menacées. Dans le cadre de la conservation *ex situ*, les zoos jouent désormais un rôle essentiel dans la sauvegarde des populations animales dont les effectifs sont devenus trop faibles dans la nature ou dont les habitats sont fortement dégradés (Primack et al, 2022).

L'une de leurs principales missions est la mise en œuvre de programmes d'élevage conservatoire. Ces programmes visent à maintenir et à reproduire des espèces menacées dans des conditions contrôlées afin de constituer des populations viables pouvant servir de réserve biologique. Les animaux sont élevés dans des installations adaptées à leurs besoins physiologiques et comportementaux, avec une alimentation équilibrée, un suivi vétérinaire permanent et des conditions favorisant leur reproduction. Cette stratégie permet de réduire le risque d'extinction des espèces les plus vulnérables et de préserver leur patrimoine génétique pour les générations futures (Conde et al., 2011 ; Frankham et al., 2017).

Les zoos participent également à des échanges internationaux d'individus entre établissements spécialisés. Ces échanges sont organisés dans le cadre de réseaux de coopération internationaux afin d'éviter l'isolement des populations captives et de favoriser le brassage

génétique. Le transfert d'animaux entre différents zoos permet de constituer des couples reproducteurs génétiquement compatibles, d'améliorer le succès de la reproduction et de maintenir une diversité génétique suffisante au sein des populations conservées (Ballou et al., 2010 ; Lacy, 2019).

Une autre mission essentielle concerne la gestion génétique des populations captives. Chaque individu est identifié et inscrit dans un registre généalogique (studbook), qui retrace son origine, sa filiation et son historique reproductif. Ces informations permettent aux biologistes et aux gestionnaires de planifier les accouplements en évitant les croisements entre individus apparentés. Cette gestion scientifique limite les risques de consanguinité, préserve la variabilité génétique et contribue au maintien de populations saines, capables de s'adapter aux changements environnementaux et de conserver leur potentiel reproducteur (Seddon et al., 2014).

Les zoos modernes participent également à des programmes de réintroduction dans le milieu naturel. Lorsque les conditions écologiques sont favorables et que les menaces ayant causé le déclin des populations ont été réduites, des individus nés en captivité peuvent être réintroduits dans leur habitat d'origine. Ces opérations sont précédées d'une préparation rigoureuse comprenant l'évaluation de l'état sanitaire des animaux, leur apprentissage de comportements naturels (recherche de nourriture, évitement des prédateurs, interactions sociales) ainsi que l'étude de la qualité de l'habitat d'accueil. Après leur relâcher, un suivi scientifique est assuré afin d'évaluer leur survie, leur reproduction et leur intégration dans les populations sauvages (Ballou et al., 2010 ; Lacy, 2019).

Les plans d'élevage conservatoire sont élaborés selon des critères scientifiques précis. Ils prennent en compte les caractéristiques génétiques, démographiques et comportementales de chaque espèce afin de limiter la consanguinité, de maintenir une diversité génétique élevée et d'assurer la viabilité des populations captives sur le long terme. Cette gestion repose sur des logiciels spécialisés, des analyses génétiques et une coopération permanente entre les institutions participantes (Ballou et al., 2010 ; Lacy, 2019). Au-delà de leur rôle dans la conservation, les zoos contribuent également à la recherche scientifique en améliorant les connaissances sur la biologie, la reproduction, la nutrition, le comportement et les maladies des espèces menacées. Ils jouent aussi un rôle majeur dans l'éducation et la sensibilisation du public, en faisant découvrir la richesse de la biodiversité mondiale et en expliquant les menaces qui pèsent sur la faune sauvage. À travers des activités pédagogiques, des expositions et des campagnes de sensibilisation, ils encouragent le public à adopter des comportements favorables à la protection de la nature (Moss et al., 2015).

Ainsi, les zoos contemporains sont devenus de véritables centres de conservation intégrée. En combinant élevage conservatoire, gestion génétique, recherche scientifique, éducation environnementale et programmes de réintroduction, ils apportent une contribution importante aux stratégies internationales de préservation de la biodiversité. Toutefois, leur action ne peut remplacer la conservation *in situ* ; elle la complète en offrant une solution de sauvegarde pour les espèces les plus menacées lorsque leur maintien dans le milieu naturel n'est plus suffisant (Groom et al., 2014).

4.3.5 Les corridors écologiques et la restauration des habitats

Les corridors écologiques et la restauration des habitats constituent deux stratégies complémentaires indispensables à la conservation de la biodiversité. Face à la fragmentation croissante des milieux naturels causée par l'urbanisation, les infrastructures de transport, l'agriculture intensive et les changements d'usage des terres, ces approches visent à maintenir ou à rétablir la connectivité écologique entre les écosystèmes. Elles permettent ainsi de favoriser les déplacements des espèces, de préserver les processus écologiques et d'améliorer la résilience des écosystèmes face aux perturbations environnementales (Bennett, 2003 ; Crooks & Sanjayan, 2006 ; Groom et al., 2014).

Les corridors écologiques sont des espaces naturels ou semi-naturels reliant entre eux des habitats ou des aires protégées qui seraient autrement isolés. Ils peuvent prendre différentes formes, telles que des haies, des bandes boisées, des ripisylves, des zones humides, des prairies naturelles ou encore des passages aménagés pour la faune au niveau des routes et des voies ferrées. Leur fonction principale est de faciliter les déplacements des organismes vivants entre les différents habitats, permettant ainsi la recherche de nourriture, la reproduction, la dispersion des jeunes individus et les migrations saisonnières. On distingue ainsi trois principaux types de corridors écologiques (Bennett, 2003 ; Jongman & Pungetti, 2004) (Figure 9).

Les corridors linéaires : sont des éléments continus et relativement étroits du paysage qui relient deux ou plusieurs habitats naturels. Ils sont constitués de haies, de ripisylves, de talus, de fossés, de berges de cours d'eau, de bandes enherbées ou encore de lisières forestières (Bennett, 2003 ; Clergeau & Désiré, 1999).

Les corridors discontinus : également appelés corridors en « pas japonais » (stepping stones), sont constitués d'une succession de petits habitats favorables, séparés les uns des autres mais suffisamment proches pour permettre le déplacement progressif des espèces (Bennett, 2003 ; Jongman & Pungetti, 2004).

Les corridors paysagers : correspondent à une mosaïque de différents éléments naturels ou semi-naturels formant un paysage globalement favorable aux déplacements des espèces. Ils comprennent généralement des haies, des prairies, des bosquets, des forêts, des cultures extensives, des mares et d'autres habitats complémentaires. Contrairement aux corridors linéaires, ils ne reposent pas sur une structure unique mais sur la connectivité fonctionnelle de l'ensemble du paysage. Ce type de corridor est particulièrement important pour les espèces ayant un domaine vital étendu, telles que les grands mammifères ou de nombreux oiseaux, qui utilisent plusieurs habitats au cours de leurs déplacements (Jongman & Pungetti, 2004 ; Bennett, 2003).

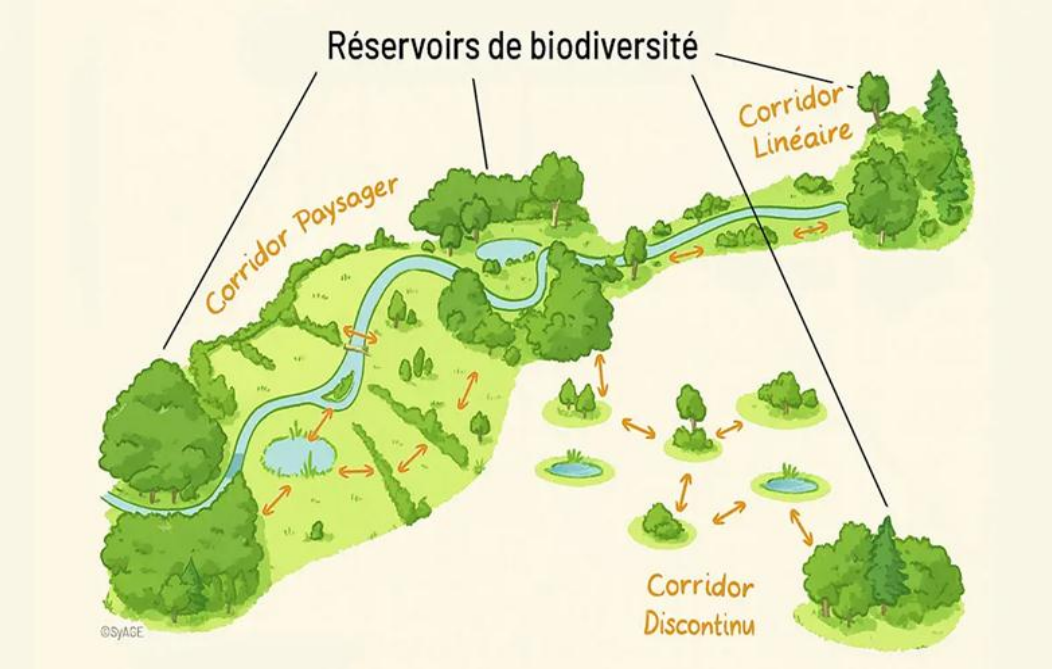

Figure 9: Les différents types de corridors.

Le maintien de cette connectivité écologique est essentiel pour assurer les échanges génétiques entre populations. En facilitant les mouvements des individus, les corridors limitent les effets de l'isolement des populations, réduisent les risques de consanguinité et favorisent le brassage génétique. Ils augmentent également la capacité des espèces à coloniser de nouveaux habitats et à s'adapter aux modifications de leur environnement, notamment dans le contexte des changements climatiques qui obligent de nombreuses espèces à déplacer leur aire de répartition (Haddad et al., 2015 ; Frankham et al., 2017 ; Hilty et al., 2020).

La restauration des habitats consiste à remettre en état des écosystèmes dégradés afin qu'ils retrouvent leurs fonctions écologiques, leur diversité biologique et leur capacité à fournir des services écosystémiques. Cette démarche peut concerner différents milieux, tels que les forêts, les zones humides, les prairies, les steppes, les milieux littoraux ou les cours d'eau. Les interventions varient selon le degré de dégradation et peuvent inclure le reboisement avec des espèces indigènes, la restauration de la végétation naturelle, la réhabilitation des sols, la suppression des espèces exotiques envahissantes, la remise en eau des zones humides ou encore la restauration des régimes hydrologiques (Gann et al., 2019).

La restauration écologique ne se limite pas au simple retour de la végétation. Elle vise à rétablir l'ensemble des processus écologiques qui assurent le fonctionnement des écosystèmes, tels que les cycles des nutriments, les interactions entre les espèces, la pollinisation, la dispersion des graines, la décomposition de la matière organique et les chaînes alimentaires. Un habitat restauré devient progressivement capable d'accueillir de nouveau une faune et une flore diversifiée, contribuant ainsi au rétablissement des populations d'espèces menacées (Palmer et al., 2016).

Les corridors écologiques et la restauration des habitats jouent également un rôle majeur dans l'adaptation aux changements climatiques. En améliorant la connectivité entre les écosystèmes et en augmentant la qualité des habitats, ils facilitent les déplacements des espèces vers des zones plus favorables lorsque les conditions climatiques évoluent. Ils contribuent également à la séquestration du carbone, à la protection des sols contre l'érosion, à la régulation du cycle de l'eau et à la réduction des risques d'inondation, renforçant ainsi la résilience des territoires (Hilty et al., 2020).

Aujourd'hui, ces deux approches sont intégrées dans les politiques modernes de gestion de la biodiversité (Tableau 2). Elles complètent les actions de conservation *in situ* et *ex situ* en permettant non seulement de protéger les espèces, mais aussi de restaurer les écosystèmes dégradés et de maintenir les continuités écologiques indispensables au fonctionnement durable des paysages naturels (Groom et al., 2014).

Tableau 2: Comparaison entre les approches *in situ et ex situ*

Critère	**Conservation *in situ***	**Conservation *ex situ***
Lieu	Habitat naturel	Hors du milieu naturel
Processus évolutifs	Maintenus	Limités
Diversité génétique	Généralement élevée	Peut diminuer sans gestion adaptée
Coût	Variable, souvent modéré	Généralement élevé
Réintroduction	Non nécessaire	Souvent envisagée
Objectif principal	Protection des écosystèmes	Sauvegarde des espèces et des ressources génétiques

Chapitre 5 : Inventaire de la biodiversité

5.1 Définition et objectifs de l'inventaire

5.1.1 Définition

Un inventaire écologique est une opération scientifique visant à identifier, localiser et quantifier les organismes vivants présents dans une zone d'étude à un moment donné. Il constitue la première étape de toute démarche de suivi écologique et fournit les informations indispensables à l'évaluation de la biodiversité et à la prise de décisions en matière de gestion des milieux naturels (Krebs, 2014).

Selon les objectifs poursuivis, l'inventaire peut être qualitatif, lorsqu'il consiste uniquement à établir la présence ou l'absence des espèces, quantitatif, lorsqu'il mesure leur abondance, leur densité ou leur biomasse, permanent dans le cadre d'un suivi écologique à long terme, ou ponctuel lorsqu'il vise à établir un état initial de référence avant une intervention ou une étude d'impact (Sutherland, 2006 ; Magurran, 2021).

5.1.2 Objectifs de l'inventaire

Selon Sutherland, 2006 ; les principaux objectifs d'un inventaire écologique sont :

-Établir la liste des espèces présentes dans un milieu ou un écosystème donné.

-Estimer l'abondance et la densité des espèces inventoriées.

-Identifier les espèces rares, menacées ou invasives présentes dans la zone étudiée.

-Comparer la composition et la diversité biologique entre différents habitats, sites ou périodes d'observation.

-Évaluer les effets des activités humaines sur la composition et la structure des communautés biologiques.

-Constituer une base de données scientifique sur la biodiversité d'un territoire.

-Contribuer à l'élaboration des Listes rouges et à l'identification des espèces nécessitant des mesures de protection.

-Fournir des données pour les études d'impact environnemental et l'évaluation des changements écologiques.

-Orienter les programmes de restauration écologique et les actions de gestion des milieux naturels.

5.2 Étapes d'un inventaire

Un inventaire écologique de la biodiversité est une démarche méthodologique rigoureuse visant à identifier, recenser et caractériser les espèces, les habitats et les composantes écologiques d'un milieu donné. Cette démarche comprend plusieurs étapes successives allant

de la définition des objectifs jusqu'à l'analyse des données recueillies sur le terrain (Sutherland, 2006 ; Krebs, 2014).

5.2.1 Définition

Avant toute campagne de terrain, il est indispensable de définir clairement les objectifs de l'étude. Ceux-ci concernent notamment le groupe écologique étudié, la zone géographique, la période d'observation, les variables écologiques à mesurer ainsi que les moyens humains, techniques et financiers disponibles. La précision des objectifs conditionne directement le choix des méthodes d'échantillonnage et des analyses statistiques qui seront réalisées par la suite (Sutherland, 2006 ; Krebs, 2014).

5.2.2 Choix du site d'étude

Le choix du site d'étude constitue une étape essentielle de l'inventaire. Chaque site doit être caractérisé par sa localisation géographique, son altitude, son climat, son type de sol, sa végétation dominante, son mode d'occupation des terres ainsi que son degré de perturbation. Ces informations permettent d'interpréter correctement les résultats obtenus et de replacer les observations dans leur contexte écologique (Krebs, 2014).

5.2.3 Choix de la période d'échantillonnage

Les inventaires doivent être réalisés durant les périodes où les organismes sont les plus facilement observables. Cette période varie selon les groupes biologiques. Les plantes sont généralement inventoriées pendant la floraison, les oiseaux durant la période de reproduction, les insectes principalement au printemps et en été, tandis que les amphibiens sont plus facilement observés pendant la saison humide (Bibby et al., 2000 ; Sutherland, 2006).

La répétition des inventaires à différentes saisons permet de prendre en compte les variations temporelles des communautés biologiques et d'obtenir une estimation plus représentative de la biodiversité réelle d'un site (Magurran, 2021).

5.3 Les principales méthodes d'échantillonnage

Le choix de la méthode d'échantillonnage dépend du type d'écosystème étudié, de la taille des organismes, de leur mobilité ainsi que des objectifs scientifiques de l'étude. Les méthodes retenues doivent permettre d'obtenir des données représentatives tout en limitant les biais liés à l'observation ou à l'échantillonnage (Sutherland, 2006 ; Krebs, 2014).

Les méthodes les plus couramment utilisées comprennent les quadrats, les transects, la capture-marquage-recapture, les points d'écoute, les pièges photographiques ainsi que les relevés phytosociologiques (Sutherland, 2006).

5.4 Inventaire de la flore

Les végétaux étant des organismes fixés au sol, leur inventaire repose principalement sur des méthodes d'échantillonnage spatial permettant d'estimer la richesse floristique, le recouvrement, la fréquence et l'abondance des espèces présentes dans une communauté végétale (Braun-Blanquet, 1932 ; Krebs, 2014).

5.4.1 Les quadrats

Le quadrat est une surface de dimensions connues utilisée pour inventorier quantitativement la végétation. Sa taille varie selon la structure de la végétation étudiée : un mètre carré pour les pelouses, deux mètres carrés pour les prairies, cinq mètres carrés pour les maquis et dix mètres carrés ou davantage pour les formations forestières (Braun-Blanquet, 1932 ; Krebs, 2014).

Dans chaque quadrat, les observateurs identifient les espèces présentes et estiment leur abondance, leur fréquence ainsi que leur recouvrement. Ces informations permettent ensuite de calculer différents indices de diversité et de comparer plusieurs communautés végétales (Magurran, 2021).

Cette méthode présente plusieurs avantages : elle est simple à mettre en œuvre, facilement reproductible et particulièrement adaptée aux espèces végétales. En revanche, elle demeure peu efficace pour les espèces très rares ou très dispersées et nécessite un nombre suffisant de quadrats afin d'obtenir un échantillonnage représentatif (Sutherland, 2006).

5.4.2 Les transects

Le transect est une ligne matérialisée sur le terrain le long de laquelle les observations sont réalisées. Cette méthode permet d'étudier la distribution spatiale des espèces, les gradients écologiques et les modifications de la végétation en fonction des variations du milieu (Krebs, 2014).

Deux principaux types de transects sont utilisés. Le transect linéaire consiste à effectuer les observations directement sur une ligne, tandis que le transect en bande prend en compte une bande de largeur déterminée de part et d'autre de cette ligne. Cette méthode est particulièrement adaptée aux milieux présentant des gradients importants d'altitude, d'humidité ou de pente (Sutherland, 2006).

5.5 Inventaire de la faune

L'inventaire des animaux est généralement plus complexe que celui de la flore en raison de leur mobilité, de leurs comportements et de leurs rythmes d'activité. Le choix de la méthode dépend des caractéristiques biologiques des espèces étudiées ainsi que des objectifs de l'étude (Bibby et al., 2000 ; Sutherland, 2006).

5.5.1 Observation directe

L'observation directe consiste à recenser les individus dans leur milieu naturel sans les capturer. Cette méthode est particulièrement adaptée aux grands mammifères, aux oiseaux, aux reptiles ainsi qu'à certains insectes facilement observables (Bibby et al., 2000).

Les observations sont généralement réalisées à l'aide de jumelles, de longues-vues, d'appareils photographiques numériques et de systèmes de géolocalisation GPS permettant de localiser précisément les observations sur le terrain (Sutherland, 2006).

5.5.2 Les points d'écoute

Les points d'écoute sont principalement utilisés pour l'inventaire des oiseaux. L'observateur reste immobile pendant une durée déterminée, généralement comprise entre cinq et dix minutes, et enregistre toutes les espèces observées ou entendues dans un rayon prédéfini. Cette méthode constitue aujourd'hui l'une des techniques de référence pour le suivi ornithologique à long terme (Bibby et al., 2000).

5.5.3 Capture-marquage-recapture

La méthode de capture-marquage-recapture permet d'estimer la taille d'une population animale en capturant un premier échantillon d'individus, en les marquant puis en les relâchant avant une seconde campagne de capture. L'effectif total est ensuite estimé grâce à l'estimateur de Lincoln-Petersen, largement utilisé en écologie des populations. Cette méthode est particulièrement adaptée aux mammifères, reptiles, amphibiens, poissons et insectes lorsque les conditions nécessaires à son application sont respectées (Seber, 1982).

5.5.4 Les pièges photographiques

Les pièges photographiques sont des caméras automatiques équipées de détecteurs infrarouges déclenchés par le passage des animaux. Ils permettent d'étudier les espèces discrètes ou nocturnes, d'observer leurs comportements, d'évaluer leur présence et leur activité tout en limitant les perturbations liées à la présence humaine (O'Connell et al., 2011). Cette méthode est aujourd'hui largement utilisée dans les programmes de conservation des grands mammifères, notamment pour le suivi des espèces rares ou difficiles à observer directement (Rovero & Zimmermann, 2016).

Chapitre 6 : Dénombrement et suivi de la biodiversité

6.1 Le dénombrement des populations

6.1.1 Définition

Le dénombrement regroupe l'ensemble des méthodes permettant d'estimer le nombre d'individus appartenant à une espèce dans une zone géographique déterminée. Il constitue une étape fondamentale dans l'étude des populations naturelles et dans la mise en œuvre des programmes de conservation (Sutherland, 2006 ; Krebs, 2014).

Selon les objectifs de l'étude, le dénombrement peut prendre la forme d'un comptage exhaustif, d'un comptage par échantillonnage ou d'une estimation statistique. Le choix de la méthode dépend de plusieurs facteurs, notamment la taille de la population, la mobilité des individus, l'accessibilité du milieu, le temps disponible ainsi que les ressources humaines et matérielles mobilisables (Bibby et al., 2000 ; Krebs, 2014) .

6.1.2 Importance du dénombrement

Le dénombrement permet d'estimer la taille des populations, de suivre leur évolution au cours du temps, d'évaluer les risques d'extinction, d'identifier les espèces prioritaires pour la conservation et de mesurer l'efficacité des programmes de gestion (Groom et al., 2014). Les informations obtenues servent également à alimenter les listes rouges des espèces menacées, à élaborer les plans de gestion des espaces protégés et à évaluer les impacts des changements environnementaux sur les communautés biologiques (Krebs, 2014).

6.2 Estimation du nombre d'espèces

L'estimation de la richesse spécifique consiste à déterminer le nombre total d'espèces présentes dans un milieu, y compris celles qui n'ont pas été directement observées lors des campagnes de terrain. Comme il est rarement possible de détecter l'ensemble des espèces au cours d'un seul inventaire, différentes approches statistiques sont utilisées afin d'obtenir une estimation plus réaliste de la biodiversité (Colwell & Coddington, 1994 ; Magurran, 2021).

6.2.1 Richesse observée

La richesse observée correspond simplement au nombre d'espèces effectivement recensées pendant les campagnes d'inventaire. Cette mesure constitue l'indicateur le plus simple de la biodiversité mais elle sous-estime souvent la richesse réelle, notamment lorsque certaines espèces sont rares, discrètes ou difficiles à détecter (Krebs, 2014 ; Magurran, 2021).

6.2.2 Courbes d'accumulation des espèces

Les courbes d'accumulation représentent le nombre cumulé d'espèces observées en fonction de l'effort d'échantillonnage, exprimé par exemple en nombre de quadrats, de transects ou de

journées de prospection. Elles permettent d'évaluer la qualité des inventaires biologiques et de déterminer si l'effort d'échantillonnage est suffisant pour décrire correctement la biodiversité d'un site (Colwell & Coddington, 1994 ; Magurran, 2021).

Une courbe qui atteint un plateau indique généralement que la majorité des espèces présentes a été détectée, tandis qu'une courbe encore ascendante suggère qu'un effort d'échantillonnage supplémentaire est nécessaire pour améliorer l'exhaustivité de l'inventaire (Magurran, 2021).

6.2.3 Estimateurs non paramétriques

Lorsque certaines espèces sont rares ou difficilement observables, les écologues utilisent des estimateurs non paramétriques afin d'estimer la richesse spécifique réelle. Les estimateurs les plus couramment employés sont Chao 1, Chao 2, Jackknife et Bootstrap, qui prennent en compte la fréquence des espèces rares pour corriger la sous-estimation de la richesse spécifique (Chao, 1984 ; Colwell & Coddington, 1994).

6.3 Estimation de l'abondance des populations

L'abondance correspond au nombre d'individus appartenant à une espèce dans une zone donnée. Elle peut être exprimée sous forme d'effectif total, de densité (nombre d'individus par unité de surface) ou de biomasse selon les objectifs de l'étude et le groupe biologique considéré (Krebs, 2014).

6.3.1 Comptage direct

Le comptage direct est utilisé lorsque tous les individus peuvent être observés simultanément. Cette méthode est particulièrement adaptée aux grands mammifères vivant dans des espaces ouverts, aux colonies d'oiseaux nicheurs ou encore aux arbres de grande taille (Bibby et al., 2000 ; Sutherland, 2006). Son principal avantage réside dans sa simplicité et sa précision lorsque tous les individus sont effectivement visibles. En revanche, cette méthode devient peu efficace dans les milieux forestiers denses ou pour les espèces discrètes, nocturnes ou fouisseuses (Krebs, 2014).

6.3.2 Échantillonnage

Lorsque le comptage exhaustif est impossible, les effectifs sont estimés par échantillonnage. Les principales méthodes comprennent les quadrats, les transects, les points d'écoute ainsi que la capture-marquage-recapture. Les résultats obtenus sont ensuite extrapolés à l'ensemble de la zone étudiée à l'aide de méthodes statistiques adaptées (Sutherland, 2006 ; Krebs, 2014).

6.3.3 Densité de population

La densité correspond au nombre moyen d'individus présents par unité de surface ou de volume. Cet indicateur est largement utilisé pour comparer différents peuplements ou suivre

l'évolution des populations au cours du temps. Dans l'exemple d'une parcelle forestière de 20 hectares contenant 1 200 arbres, la densité est de 60 arbres par hectare, ce qui permet de comparer cette forêt à d'autres peuplements présentant des caractéristiques écologiques similaires (Krebs, 2014).

6.4 Les programmes de suivi à long terme

Le suivi écologique consiste à répéter les observations selon un protocole standardisé afin de mesurer les variations des populations ou des habitats au cours du temps. Cette approche permet d'identifier les tendances démographiques, de détecter les perturbations environnementales et d'évaluer l'efficacité des mesures de conservation (Lindenmayer & Likens, 2010).

6.4.1 Objectifs

Les programmes de suivi permettent d'identifier les tendances démographiques, de détecter précocement les modifications des écosystèmes, d'évaluer les effets des politiques de conservation et de mesurer les impacts du changement climatique sur les espèces et les habitats (Groom et al., 2014).

6.4.2 Principes d'un programme de suivi

Un programme de suivi doit être reproductible, standardisé, réalisé aux mêmes périodes de l'année, appliqué selon des méthodes identiques et documenté avec rigueur. Ces principes garantissent la comparabilité des données dans le temps et permettent de distinguer les véritables évolutions écologiques des variations dues aux méthodes d'échantillonnage (Sutherland, 2006 ; Lindenmayer & Likens, 2010).

6.4.3 Indicateurs biologiques

Les bioindicateurs sont des espèces ou des groupes d'espèces dont la présence, l'abondance ou l'état sanitaire reflètent la qualité d'un environnement. Les lichens sont utilisés pour évaluer la pollution atmosphérique, les amphibiens renseignent sur la qualité des zones humides, les papillons témoignent de la diversité floristique et les oiseaux forestiers constituent de bons indicateurs de l'état des habitats forestiers (Bibby et al., 2000).

6.5 Technologies modernes pour le suivi de la biodiversité

Le suivi de la biodiversité constitue une étape essentielle de la biologie de la conservation. Il permet d'évaluer l'état des populations, de mesurer l'évolution des habitats, de détecter les menaces et d'apprécier l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre. Traditionnellement, ce suivi reposait principalement sur les observations de terrain, les inventaires biologiques et les méthodes d'échantillonnage classiques. Bien que ces approches

demeurent indispensables, elles présentent certaines limites, notamment en termes de temps, de coût, de couverture spatiale et d'accessibilité à certains milieux (Lindenmayer & Likens, 2010 ; Stephenson, 2020).

Les progrès technologiques réalisés au cours des dernières décennies ont profondément transformé les méthodes de suivi écologique. Le développement de l'informatique, de la télédétection, des systèmes d'information géographique, des drones, des capteurs automatiques, de la biologie moléculaire et de l'intelligence artificielle permet aujourd'hui de collecter, traiter et analyser des volumes considérables de données environnementales avec une rapidité et une précision sans précédent. Ces nouvelles technologies offrent aux chercheurs et aux gestionnaires des outils performants pour surveiller les écosystèmes, détecter précocement les perturbations et orienter les décisions de conservation (Pettorelli et al., 2014 ; Stephenson, 2020 ; Lahoz-Monfort & Magrath, 2021).

6.5.1. Les Systèmes d'Information Géographique (SIG)

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont des outils informatiques permettant de collecter, stocker, gérer, analyser et représenter des données géographiques sous forme de cartes numériques. Ils associent des informations spatiales (coordonnées géographiques) à des données descriptives concernant les espèces, les habitats, les sols, le climat ou les activités humaines. Grâce à cette intégration, les SIG facilitent l'analyse des relations entre les organismes vivants et leur environnement (Franklin, 2010 ; Turner, 2014).

Dans le domaine de la conservation de la biodiversité, les SIG sont largement utilisés pour cartographier les habitats naturels, localiser les populations d'espèces menacées, suivre les changements d'occupation des sols, analyser la fragmentation des habitats et identifier les corridors écologiques. Ils permettent également de mesurer l'évolution des écosystèmes au cours du temps en comparant des images acquises à différentes dates (Franklin, 2010 ; Turner, 2014).

Les SIG sont particulièrement utiles pour identifier les zones prioritaires de conservation, planifier la création d'aires protégées, évaluer les impacts des projets d'aménagement, modéliser la distribution potentielle des espèces et anticiper les effets des changements climatiques sur les écosystèmes. Ils sont aujourd'hui largement utilisés en combinaison avec les images satellitaires et les données collectées sur le terrain afin d'améliorer la précision des analyses environnementales (Franklin, 2010 ; Groom et al., 2022). Parmi les logiciels les plus utilisés figurent ArcGIS, QGIS, GRASS GIS et SAGA GIS, qui permettent de produire des cartes thématiques, d'effectuer des analyses spatiales complexes et de gérer de vastes bases de données géographiques.

6.5.2. Les drones

Les drones, également appelés véhicules aériens sans pilote (UAV-Unmanned Aerial Vehicles), sont devenus des outils incontournables pour le suivi de la biodiversité. Équipés de caméras haute résolution, de capteurs multispectraux, thermiques ou LiDAR, ils permettent d'acquérir rapidement des images très précises de vastes territoires, y compris dans des zones difficiles d'accès telles que les montagnes, les marécages, les forêts denses ou les falaises (Westoby et al., 2012 ; Goodbody et al., 2019) .

Les drones sont utilisés pour cartographier les habitats naturels, estimer le couvert végétal, surveiller la dynamique des zones humides, suivre l'évolution des forêts, détecter les incendies, observer les populations animales et identifier les modifications du paysage liées aux activités humaines. Grâce à leur résolution spatiale très élevée, ils permettent d'obtenir des informations beaucoup plus détaillées que celles fournies par de nombreux satellites (Goodbody et al., 2019).

Ils sont également employés pour le comptage des grands mammifères, des colonies d'oiseaux, des phoques, des tortues marines ou encore des troupeaux d'ongulés. Les images acquises peuvent être analysées automatiquement à l'aide de logiciels de photogrammétrie et d'intelligence artificielle capables de reconnaître les espèces ou d'estimer les effectifs (Goodbody et al., 2019).

Comparés aux campagnes de terrain traditionnelles, les drones présentent de nombreux avantages : réduction des coûts, gain de temps, amélioration de la sécurité des opérateurs, limitation des perturbations de la faune et possibilité de répéter les observations à intervalles réguliers. Toutefois, leur utilisation reste soumise à une réglementation spécifique et peut être limitée par les conditions météorologiques, l'autonomie des batteries ou la couverture forestière dense (Groom et al., 2014).

6.5.3. L'ADN environnemental (eDNA)

L'ADN environnemental (Environmental DNA ou eDNA) représente l'une des innovations majeures de la biologie de la conservation. Tous les organismes vivants libèrent continuellement dans leur environnement des fragments d'ADN provenant de cellules mortes, de mucus, d'excréments, d'urine, de poils, de plumes, d'écailles, de pollen ou de débris végétaux. Ces fragments peuvent être prélevés dans l'eau, le sol, les sédiments, la neige ou même dans l'air, puis analysés en laboratoire grâce aux techniques modernes de biologie moléculaire (Taberlet et al., 2018) .

Contrairement aux méthodes classiques qui nécessitent souvent la capture ou l'observation directe des organismes, l'eDNA permet de détecter la présence d'une espèce de manière

totalement non invasive. Cette approche est particulièrement adaptée aux espèces rares, discrètes, nocturnes, aquatiques ou difficiles à observer dans leur habitat naturel. Elle réduit le dérangement des populations tout en améliorant considérablement les capacités de détection (Taberlet et al., 2018).

L'analyse de l'eDNA repose généralement sur des techniques de PCR (Polymerase Chain Reaction), de PCR quantitative (qPCR) ou de métabarcoding associées au séquençage à haut débit. Ces méthodes permettent d'identifier simultanément un grand nombre d'espèces présentes dans un même échantillon environnemental et d'obtenir une vision globale de la biodiversité d'un site (Taberlet et al., 2018 ; Kelly et al., 2014).

Aujourd'hui, l'eDNA est largement utilisé pour réaliser des inventaires de poissons dans les rivières et les lacs, suivre les populations d'amphibiens, détecter précocement les espèces exotiques envahissantes, surveiller les espèces menacées et contrôler la qualité écologique des milieux aquatiques. Cette technologie est également utilisée pour rechercher des espèces cryptiques ou récemment disparues d'un territoire (Taberlet et al., 2018) (figure 10).



Figure 10: Principales étapes de l'analyse de L'ADN environnemental.

La persistance de l'ADN dans l'environnement varie selon la température, le rayonnement solaire, le pH, la salinité ou l'activité microbienne. De plus, cette méthode renseigne principalement sur la présence d'une espèce, mais ne permet pas toujours d'estimer précisément l'abondance des populations. Les résultats doivent donc être interprétés avec prudence et être complétés par des observations de terrain lorsque cela est nécessaire (Taberlet et al., 2018 ; Deiner et al., 2017).

Chapitre 7 : Listes rouges et priorités de conservation

7.1 Les Listes rouges

7.1.1 Définition

Une Liste rouge est un document scientifique qui évalue le risque d'extinction des espèces selon des critères standardisés élaborés par l'UICN (IUCN, 2012 ; IUCN, 2024). Elle fournit des informations sur le statut de conservation des espèces, leur aire de répartition, la taille et les tendances des populations, les principales menaces ainsi que les actions de conservation mises en œuvre ou recommandées. Les évaluations sont régulièrement actualisées afin de tenir compte des nouvelles données scientifiques et de l'évolution des populations (IUCN, 2024).

7.1.2 Objectifs des Listes rouges

Les Listes rouges poursuivent plusieurs objectifs: identifier les espèces menacées d'extinction, établir les priorités de conservation, suivre l'évolution des populations au cours du temps, orienter les politiques environnementales, sensibiliser le public à l'érosion de la biodiversité et soutenir les programmes de recherche et de gestion (Rodrigues et al., 2006). Elles constituent également une référence essentielle pour les études d'impact environnemental, la planification de l'aménagement du territoire et l'élaboration des stratégies nationales de conservation (Mace et al., 2008).

7.2 L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN)

Créée en 1948, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) est une organisation internationale qui rassemble des États, des agences gouvernementales, des organisations non gouvernementales, des instituts de recherche et plusieurs milliers d'experts scientifiques. Son objectif principal est de promouvoir la conservation de la nature et l'utilisation durable des ressources naturelles (UICN, 2024).

Ses principales missions consistent à évaluer l'état de conservation des espèces, élaborer des normes internationales pour la gestion des aires protégées, conseiller les gouvernements et promouvoir une gestion durable des ressources naturelles (Primack, 2012 ; Groom et al., 2014). La Liste rouge de l'UICN constitue aujourd'hui la base de données mondiale la plus complète sur le statut des espèces menacées.

7.3 Les catégories de la Liste rouge

Les espèces sont classées selon neuf catégories principales, définies à partir de critères scientifiques standardisés permettant d'évaluer leur risque d'extinction (Figure 11).

7.3.1 Espèces non évaluées (NE)

Les espèces classées NE (Not Evaluated) n'ont pas encore fait l'objet d'une évaluation officielle selon les critères de l'UICN.

7.3.2 Données insuffisantes (DD)

La catégorie DD (Data Deficient) regroupe les espèces pour lesquelles les informations disponibles sont insuffisantes afin d'évaluer correctement le risque d'extinction. Cette catégorie souligne la nécessité de poursuivre les recherches scientifiques.

7.3.3 Préoccupation mineure (LC)

Les espèces classées LC (Least Concern) sont abondantes, largement réparties et ne présentent pas actuellement de risque significatif d'extinction.

7.3.4 Quasi menacée (NT)

Une espèce est classée NT (Near Threatened) lorsqu'elle ne répond pas encore aux critères des catégories menacées, mais qu'elle pourrait rapidement y accéder si les pressions environnementales persistent ou s'intensifient.

7.3.5 Vulnérable (VU)

Une espèce est classée VU (Vulnerable) lorsqu'elle présente un risque élevé d'extinction à moyen terme. Cette catégorie concerne notamment les espèces présentant une forte diminution des effectifs, une réduction importante de leur aire de répartition ou une fragmentation avancée de leurs populations.

7.3.6 En danger (EN)

Les espèces classées EN (Endangered) présentent un risque très élevé d'extinction dans un avenir proche. Elles possèdent généralement des populations de faible taille, en déclin rapide et soumises à des menaces importantes.

7.3.7 En danger critique d'extinction (CR)

La catégorie CR (Critically Endangered) correspond au niveau de menace le plus élevé avant l'extinction à l'état sauvage. Les espèces concernées nécessitent des actions de conservation urgentes afin d'éviter leur disparition définitive.

7.3.8 Éteinte à l'état sauvage (EW)

Les espèces classées EW (Extinct in the Wild) ne subsistent plus que dans des jardins botaniques, des parcs zoologiques ou des programmes de conservation *ex situ*.

7.3.9 Éteinte (EX)

Une espèce est classée EX (Extinct) lorsqu'aucun individu vivant n'est connu malgré des recherches approfondies réalisées dans son aire de répartition historique.

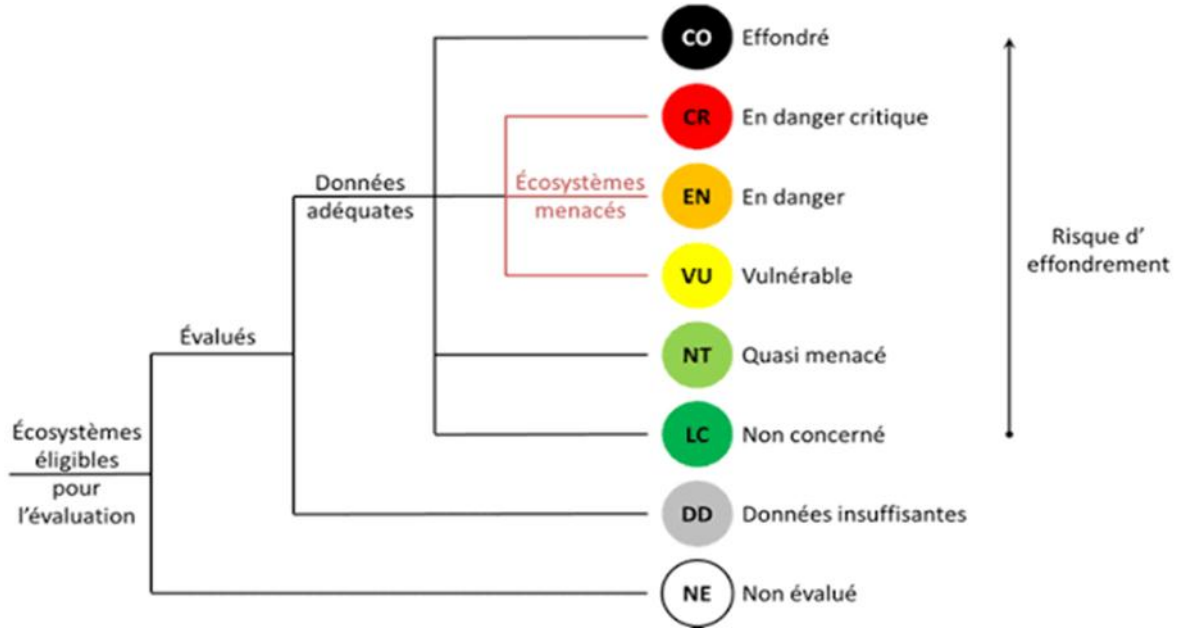

Figure 11: Structure des catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN.

7.4 Les critères d'évaluation de l'UICN

L'UICN utilise cinq critères principaux (A à E), fondés sur des données quantitatives, afin d'évaluer objectivement le risque d'extinction des espèces.

Critère A : Réduction de la population

Ce critère évalue le pourcentage de diminution de la population observé ou estimé sur une période déterminée. Une réduction très importante des effectifs constitue un indicateur majeur du risque d'extinction.

Critère B : Aire de répartition

Ce critère prend en compte la superficie occupée par l'espèce, la fragmentation des habitats, le nombre de populations et la dégradation de la qualité du milieu.

Critère C : Taille de la population

Le critère C repose sur le nombre d'individus matures ainsi que sur la tendance démographique observée. Les petites populations en déclin présentent généralement un risque élevé d'extinction.

Critère D : Très petite population Ce critère concerne les espèces dont les populations sont extrêmement réduites. Ces espèces sont particulièrement vulnérables aux événements aléatoires, à la dérive génétique et à la consanguinité.

Critère E : Analyse quantitative du risque

Le critère E repose sur des modèles mathématiques permettant d'estimer la probabilité d'extinction d'une espèce au cours d'une période donnée. Cette approche est largement utilisée dans les analyses de viabilité des populations (Population Viability Analysis, PVA).

7.5 Les Listes rouges nationales et régionales

En complément de la Liste rouge mondiale, de nombreux pays élaborent leurs propres Listes rouges nationales afin de tenir compte des réalités écologiques locales, des spécificités biogéographiques et des priorités nationales de conservation.

Ces listes permettent d'identifier les espèces prioritaires, d'orienter les politiques publiques, de planifier les programmes de restauration écologique et de renforcer la protection juridique des espèces menacées.

En Algérie, plusieurs inventaires concernent la flore, les mammifères, les oiseaux, les reptiles et les zones humides. Toutefois, plusieurs évaluations nécessitent une actualisation régulière afin d'intégrer les nouvelles données scientifiques et les effets des changements climatiques.

7.6 Les indicateurs de conservation

Les indicateurs biologiques permettent d'évaluer l'état de la biodiversité ainsi que l'efficacité des actions de conservation. Ils concernent notamment la taille des populations, la richesse spécifique, l'abondance des espèces, l'état des habitats, la connectivité écologique, la superficie des aires protégées, le taux de déforestation et l'évolution des espèces menacées. Ces indicateurs sont largement utilisés dans le suivi des objectifs internationaux de conservation, notamment ceux du Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal adopté dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique (Noss, 1990 ; Pereira et al., 2013).

7.7 Intégration dans les politiques publiques

Les données issues des Listes rouges de l'UICN constituent aujourd'hui un outil scientifique de référence pour l'élaboration des politiques publiques en matière de conservation de la biodiversité. Elles permettent aux décideurs d'identifier les espèces les plus menacées et de définir les priorités d'intervention à l'échelle nationale, régionale et internationale. Les informations relatives au statut de conservation, à la répartition géographique, à la taille des populations, aux tendances démographiques ainsi qu'aux principales menaces sont utilisées pour orienter les décisions de gestion et les programmes de protection (Rodrigues et al., 2006).

Les évaluations des Listes rouges sont largement intégrées dans la création, l'extension et la gestion des aires protégées, en identifiant les habitats essentiels qui nécessitent une protection

particulière. Elles contribuent également à l'élaboration des plans nationaux de conservation des espèces, des stratégies de restauration des écosystèmes et des programmes de réintroduction des espèces menacées dans leur milieu naturel (Brooks et al., 2006)**.**

Par ailleurs, les Listes rouges jouent un rôle important dans les études d'impact environnemental réalisées avant la mise en œuvre de projets d'infrastructures (routes, barrages, exploitations minières, urbanisation, etc.). Elles permettent d'évaluer les conséquences potentielles de ces projets sur les espèces menacées et de proposer des mesures d'atténuation ou de compensation afin de limiter les impacts sur la biodiversité (Groom et al., 2014).

Les gouvernements utilisent également ces évaluations pour élaborer leurs stratégies nationales de développement durable et leurs plans d'adaptation au changement climatique, en identifiant les espèces et les écosystèmes les plus vulnérables aux modifications climatiques. Les Listes rouges constituent aussi une référence dans la lutte contre le commerce illégal des espèces sauvages, en facilitant l'application des réglementations nationales et internationales, notamment celles de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) (Groom et al., 2014).

Enfin, les informations issues des Listes rouges servent à suivre les progrès réalisés dans le cadre des engagements internationaux, notamment la Convention sur la diversité biologique (CDB), le Cadre mondial pour la biodiversité de Kunming-Montréal et les Objectifs de développement durable (ODD). Elles permettent d'évaluer l'efficacité des mesures de conservation, de réorienter les actions lorsque cela est nécessaire et d'optimiser les investissements destinés à la protection de la biodiversité (Mace et al., 2008 ; Frankham et al., 2019)**.**

L'exemple de nombreuses espèces dont le statut a évolué au fil des réévaluations montre qu'un suivi scientifique régulier est indispensable. L'actualisation périodique des données sur la taille des populations, leur répartition et les menaces permet d'adapter les mesures de gestion, d'anticiper les risques d'extinction et d'améliorer l'efficacité des politiques de conservation (Mace et al., 2008). Ainsi, les Listes rouges ne constituent pas uniquement un inventaire des espèces menacées, mais représentent un véritable outil d'aide à la décision, essentiel pour la planification et la mise en œuvre des politiques publiques de conservation de la biodiversité (Rodrigues et al., 2006 ; Hoffmann et al., 2010).

Références bibliographiques

Aidoud, A., & Touffet, J. (1996). La régression de l'alfa (*Stipa tenacissima* L.), graminée pérenne, dans les steppes d'Algérie. *Ecologia Mediterranea, 22*(3–4), 25–33.

Allendorf, F. W., Luikart, G., & Aitken, S. N. (2013). *Conservation and the genetics of populations* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.

Alloway, B. J. (2013). *Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3rd ed.). Springer.

Ballou, J. D., Lees, C., Faust, L. J., Long, S., Lynch, C., Bingaman Lackey, L., & Foose, T. J. (2010). *Population viability in small populations*.

Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing.

Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2021). *Ecology: From individuals to ecosystems* (5th ed.). Wiley-Blackwell.

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters, 15*(4), 365–377.

Bellard, C., Jeschke, J. M., Leroy, B., & Mace, G. M. (2016). Insights from species distribution modelling and biogeography to anticipate potential impacts of invasive alien species. *Global Ecology and Biogeography, 25*(3), 243–258.

Bennett, A. F. (2003). *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN.

Beschta, R. L., & Ripple, W. J. (2012). The role of large predators in maintaining riparian plant communities and river morphology. *Geography Compass, 6*(5), 276–303.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., & Mustoe, S. H. (2000). *Bird census techniques* (2nd ed.). Academic Press.

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution, 26*(7), 333–339.

Boudjelal, A., Henchiri, C., Sari, M., Sarri, D., Hendel, N., Benkhaled, A., & Ruberto, G. (2013). Herbalists and wild medicinal plants in M'Sila (North Algeria): An ethnopharmacology survey. *Journal of Ethnopharmacology, 148*(2), 395–402.

Braun-Blanquet, J. (1932). *Plant sociology: The study of plant communities*. McGraw-Hill.

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., & Rodrigues, A. S. L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science, 313*(5783), 58–61.

Brower, J. E., Zar, J. H., & von Ende, C. N. (1998). *Field and laboratory methods for general ecology* (4th ed.). WCB/McGraw-Hill.

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature, 486*, 59–67.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications, 8*(3), 559–568.

Carson, R. (1962). *Silent spring*. Houghton Mifflin.

Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics, 11*(4), 265–270.

Chapin, F. S., III, Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature, 405*, 234–242.

Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science, 333*(6045), 1024–1026.

Christensen, N. L., Bartuska, A. M., Brown, J. H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J. F., MacMahon, J. A., Noss, R. F., Parsons, D. J., Peterson, C. H., Turner, M. G., & Woodmansee, R. G. (1996). The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications, 6*(3), 665–691.

Clergeau, P., & Désiré, G. (1999). Biodiversity: Function and assessment in agricultural areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 74*(1–3), 89–105.

Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 345*(1311), 101–118.

Conde, D. A., Flesness, N., Colchero, F., Jones, O. R., & Scheuerlein, A. (2011). An emerging role of zoos to conserve biodiversity. *Science, 331*(6023), 1390–1391.

Convention on Biological Diversity. (1992). *Convention on Biological Diversity*. United Nations.

Convention on Biological Diversity. (2022). *Kunming-Montreal global biodiversity framework*. United Nations Environment Programme.

Cooney, R. (2004). *The precautionary principle in biodiversity conservation and natural resource management: An issues paper for policy-makers, researchers and practitioners*. IUCN.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature, 387*, 253–260.

Coyne, J. A., & Orr, H. A. (2004). *Speciation*. Sinauer Associates.

Cox, C. B., & Moore, P. D. (2016). *Biogeography: An ecological and evolutionary approach* (9th ed.). Wiley.

Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (Eds.). (2006). *Connectivity conservation*. Cambridge University Press.

Crop Trust. (2024). *Svalbard Global Seed Vault*. Crop Trust.

Daily, G. C. (Ed.). (1997). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.

Deiner, K., Renshaw, M. A., Li, Y., Olds, B. P., Shogren, A. J., Lacoursière-Roussel, A., Lintermans, M., & Bernatchez, L. (2017). Long-range PCR allows sequencing of the full mitochondrial genome from environmental DNA. *Nucleic Acids Research, 45*(11), e108.

Dennis, A. J., Schupp, E. W., Green, R. J., & Westcott, D. A. (Eds.). (2007). *Seed dispersal: Theory and its application in a changing world*. CABI.

Direction Générale des Forêts. (2023). *Direction Générale des Forêts*. Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Algérie.

Dobignard, A., & Chatelain, C. (2010–2013). *Index synonymique de la flore d'Afrique du Nord* (Vols. 1–5). Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève.

Dudley, N. (Ed.). (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. IUCN.

Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pikitch, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soulé, M. E., Virtanen, R., & Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science, 333*(6040), 301–306.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 34*, 487–515.

Falk, D. A., Millar, C. I., & Olwell, P. (Eds.). (1996). *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2014). *Genebank standards for plant genetic resources for food and agriculture*. FAO.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). *The state of the world's forests 2022*. FAO.

Frankham, R., Ballou, J. D., Ralls, K., Eldridge, M. D. B., Dudash, M. R., Fenster, C. B., Lacy, R. C., & Sunnucks, P. (2017). *Genetic management of fragmented animal and plant populations*. Oxford University Press.

Franklin, J. (2010). *Mapping species distributions: Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press.

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decleer, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology, 27*(S1), S1–S46.

Gaston, K. J. (1994). *Rarity*. Chapman & Hall.

Gaston, K. J. (2008). *Biodiversity and extinction: The importance of being common*. *Progress in Physical Geography, 32*(1), 73–79.

Goodbody, T. R. H., Coops, N. C., & White, J. C. (2019). Digital aerial photogrammetry for updating area-based forest inventories: A review of opportunities, challenges, and future directions. *Current Forestry Reports, 5*, 55–67.

Goulson, D. (2013). An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. Journal of Applied Ecology, 50(4), 977–987.

Grillas, P., Gauthier, P., Yavercovski, N., & Perennou, C. (2004). *Mediterranean temporary pools*. Station biologique de la Tour du Valat.

Groom, M. J., Meffe, G. K., & Carroll, C. R. (2006). *Principles of conservation biology* (3rd ed.). Sinauer Associates.

Groom, M. J., Meffe, G. K., & Carroll, C. R. (2014). *Principles of Conservation Biology* (4th ed.). Sunderland, MA: Sinauer Associates.

Guerrant, E. O., Havens, K., & Maunder, M. (Eds.). (2004). *Ex situ plant conservation: Supporting species survival in the wild*. Island Press.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D.-X., & Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances, 1*(2), e1500052.

Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation, 142*(1), 14–32.

Heywood, V. H. (2011). *The role of botanic gardens as resource and introduction centres for plant conservation*.

Hilty, J. A., Keeley, A. T. H., Lidicker, W. Z., & Merenlender, A. M. (2020). *Ecological corridors: Connecting fragmented landscapes for biodiversity conservation and climate adaptation*. Island Press.

Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Carpenter, K. E., Chanson, J., Collen, B., Cox, N. A., Darwall, W. R. T., Dulvy, N. K., Harrison, L. R., Katariya, V., Pollock, C. M., Quader, S., Richman, N. I., Rodrigues, A. S. L., Tognelli, M. F., & others. (2010). The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science, 330*(6010), 1503–1509.

Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E. K., Hungate, B. A., Matulich, K. L., Gonzalez, A., Duffy, J. E., Gamfeldt, L., & O'Connor, M. I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature, 486*(7401), 105–108.

Howe, H. F., & Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics, 13*, 201–228.

Hunter, M. L. (1996). *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell Science.

International Union for Conservation of Nature. (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. IUCN.

International Union for Conservation of Nature. (2012). *IUCN Red List categories and criteria: Version 3.1* (2nd ed.). IUCN.

International Union for Conservation of Nature. (2014). *The world zoo and aquarium conservation strategy: Committing to conservation*.

International Union for Conservation of Nature. (2024). *The IUCN Red List of threatened species*. IUCN.

Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos, 69*(3), 373–386.

Jongman, R. H. G., & Pungetti, G. (Eds.). (2004). *Ecological networks and greenways: Concept, design, implementation*. Cambridge University Press.

Kelleher, G. (1999). *Guidelines for marine protected areas*. IUCN.

Keller, L. F., & Waller, D. M. (2002). Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology & Evolution, 17*(5), 230–241.

Kelly, R. P., Port, J. A., Yamahara, K. M., & Crowder, L. B. (2014). Using environmental DNA to census marine fishes in a large mesocosm. *PLoS ONE, 9*(1), e86175.

Kent, M. (2012). *Vegetation description and data analysis: A practical approach* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.

Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (2nd ed.). Benjamin/Cummings.

Lacy, R. C. (2019). *Lessons from 30 years of genetic management in zoological populations*. Zoo Biology.

Lahoz-Monfort, J. J., & Magrath, M. J. L. (2021). *A comprehensive overview of artificial intelligence and machine learning in biodiversity monitoring*.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., & Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology, 16*(3), 605–618.

Le Houérou, H. N. (1995). Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique. *Options Méditerranéennes, Série B, 10*, 1–396.

Leverington, F., Costa, K. L., Pavese, H., Lisle, A., & Hockings, M. (2010). *Management effectiveness evaluation in protected areas: A global study* (2nd ed.). University of Queensland.

Li, D.-Z., & Pritchard, H. W. (2009). The science and economics of ex situ plant conservation. *Trends in Plant Science, 14*(11), 614–621.

Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). *Effective ecological monitoring*. CSIRO Publishing.

MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.

Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J., & Stuart, S. N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology, 22*(6), 1424–1442.

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.

Magurran, A. E. (2021). Measuring biological diversity. *Current Biology, 31*(19), R1174–R1177.

Mantyka-Pringle, C. S., Martin, T. G., & Rhodes, J. R. (2015). Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: A systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology, 21*(4), 1482–1494.

Mayr, E. (1963). *Animal species and evolution*. Belknap Press of Harvard University Press.

McLeod, K. L., Lubchenco, J., Palumbi, S. R., & Rosenberg, A. A. (2005). Scientific consensus statement on marine ecosystem-based management. *Ecological Applications, 15*(3), 912–919.

Médail, F., & Diadema, K. (2009). Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography, 36*, 1333–1345.

Médail, F., & Quézel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology, 13*(6), 1510–1513.

Médail, F., & Quézel, P. (2003). *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier.

Meffe, G. K., & Carroll, C. R. (1997). *Principles of conservation biology* (2nd ed.). Sinauer Associates.

Miara, M. D., Bendif, H., Ait Hammou, M., & Teixidor-Toneu, I. (2018). Ethnobotanical survey of medicinal plants used by nomadic peoples in the Algerian steppe. *Journal of Ethnopharmacology, 219*, 248–256.

Ministère de l'Environnement. (2021). *Stratégie et plan d'action nationale pour la biodiversité 2016–2030 (SPANB).* République Algérienne Démocratique et Populaire.

Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. In F. E. Zachos & J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 3–22). Springer.

Morris, E. K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T. S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S. A., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S., & Rillig, M. C. (2014). Choosing and using diversity indices: Insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution, 4*(18), 3514–3524.

Moss, A., Jensen, E., & Gusset, M. (2015). Evaluating the contribution of zoos and aquariums to Aichi Biodiversity Target 1. *Conservation Biology, 29*(2), 537–544.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature, 403*, 853–858.

Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology, 4*(4), 355–364.

O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (Eds.). (2011). *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer.

Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos, 120*(3), 321–326.

Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. (Eds.). (2016). *Foundations of restoration ecology* (2nd ed.). Island Press.

Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature, 421*, 37–42.

Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I.-C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., et al. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science, 355*(6332), eaai9214.

Peet, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics, 5*, 285–307.

Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H. G., Scholes, R. J., Bruford, M. W., Brummitt, N., Butchart, S. H. M., Cardoso, A. C., Coops, N. C., Dulloo, E., Faith, D. P., Freyhof, J., Gregory, R. D., Heip, C., Höft, R., Hurtt, G., Jetz, W., et al. (2013). Essential biodiversity variables. *Science, 339*(6117), 277–278.

Pettorelli, N., Laurance, W. F., O'Brien, T. G., Wegmann, M., Nagendra, H., & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing for applied ecologists: Opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology, 51*(4), 839–848.

Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology, 13*, 131–144.

Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics, 52*(3), 273–288.

Plumptre, A. J., Robbins, M. M., & Williamson, E. A. (2016). *Gorilla beringei*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T39994A17989719.

Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., & Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature, 540*, 220–229.

Primack, R. B. (2012). *A primer of conservation biology* (5th ed.). Sinauer Associates.

Primack, R. B. (2014). *Essentials of conservation biology* (6th ed.). Sinauer Associates.

Primack, R. B., Sarrazin, F., Lecomte, J., & Sher, A. A. (2022). *Biologie de la conservation* (2e éd.). Dunod.

Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist, 204*, 55–65.

Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., et al. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews, 95*(6), 1511–1534.

Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions, 6*(2), 93–107.

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science, 343*(6167), 1241484.

Rolston, H., III. (1985). Valuing wildlands. *Environmental Ethics, 7*(1), 23–48.

Rovero, F., & Zimmermann, F. (Eds.). (2016). *Camera trapping for wildlife research*. Pelagic Publishing.

Sala, E., Mayorga, J., Bradley, D., Cabral, R. B., Atwood, T. B., Auber, A., Cheung, W. W. L., Costello, C., Ferretti, F., Friedlander, A. M., Gaines, S. D., Garilao, C., Goodell, W., Halpern, B. S., Hinson, A., Kaschner, K., Kesner-Reyes, K., Leprieur, F., McGowan, J., et al. (2021). Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature, 592*, 397–402.

Sala, O. E., Chapin, F. S., III, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science, 287*(5459), 1770–1774.

Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography, 51*(1, Part 2), 356–363.

Seber, G. A. F. (1982). *The estimation of animal abundance and related parameters* (2nd ed.). Macmillan.

Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science, 345*(6195), 406–412.

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal, 27*, 379–423, 623–656.

Shaffer, M. L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. *BioScience, 31*(2), 131–134.

Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution, 28*(1), 58–66.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature, 163*, 688.

Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution, 100*(1–3), 179–196.

Society for Ecological Restoration. (2019). *International principles and standards for the practice of ecological restoration* (2nd ed.). Society for Ecological Restoration.

Sodhi, N. S., & Ehrlich, P. R. (Eds.). (2010). *Conservation biology for all*. Oxford University Press.

Soulé, M. E. (1985). What is conservation biology? *BioScience, 35*(11), 727–734.

Stephenson, P. J. (2020). Technological advances in biodiversity monitoring: Applicability, opportunities and challenges. *Current Opinion in Environmental Sustainability, 45*, 36–41.

Sutherland, W. J. (Ed.). (2006). *Ecological census techniques: A handbook* (2nd ed.). Cambridge University Press.

Taberlet, P., Bonin, A., Zinger, L., & Coissac, E. (2018). *Environmental DNA: For biodiversity research and monitoring*. Oxford University Press.

TEEB. (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations*. Earthscan.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 102*(23), 8245–8250.

Tilman, D., Isbell, F., & Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 45*, 471–493.

Tylianakis, J. M., Laliberté, E., Nielsen, A., & Bascompte, J. (2010). Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation, 143*(10), 2270–2279.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science, 277*(5325), 494–499.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., & Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature, 416*, 389–395.

Walters, C., Berjak, P., Pammenter, N., Kennedy, K., & Raven, P. (2013). Preservation of recalcitrant seeds. *Science, 339*(6122), 915–916.

Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Paul, J., Ladle, R. J., Watson, J. E. M., & Willis, K. J. (2005). Conservation biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and Distributions, 11*(1), 3–23.

Westoby, M. J., Brasington, J., Glasser, N. F., Hambrey, M. J., & Reynolds, J. M. (2012). 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology, 179*, 300–314.

Wilson, E. O. (Ed.). (1988). *Biodiversity*. National Academy Press.

Wright, J. P., & Jones, C. G. (2006). The concept of organisms as ecosystem engineers ten years on: Progress, limitations, and challenges. *BioScience, 56*(3), 203–209.