

## Gestion des Espèces Menacées: Cas des Vertébrés

Author(s): Jonah Ratsimbazafy, Christopher Clark, Joanna Durbin, Herilala Randriamahazo, Jamie Copsey, Daniel Rakotondravony, and Olga Ramilijaona

Source: *Lessons in Conservation*, Vol. 6, pp. 80-108

Published by: Network of Conservation Educators and Practitioners, Center for Biodiversity and Conservation, American Museum of Natural History

Stable URL: [ncep.amnh.org/linc/](http://ncep.amnh.org/linc/)

---

This article is featured in *Lessons in Conservation*, the official journal of the Network of Conservation Educators and Practitioners (NCEP). NCEP is a collaborative project of the American Museum of Natural History's Center for Biodiversity and Conservation (CBC) and a number of institutions and individuals around the world. *Lessons in Conservation* is designed to introduce NCEP teaching and learning resources (or “modules”) to a broad audience. NCEP modules are designed for undergraduate and professional level education. These modules—and many more on a variety of conservation topics—are available for free download at our website, [ncep.amnh.org](http://ncep.amnh.org).



---

To learn more about NCEP, visit our website: [ncep.amnh.org](http://ncep.amnh.org).

All reproduction or distribution must provide full citation of the original work and provide a copyright notice as follows:

“Copyright 2016, by the authors of the material and the Center for Biodiversity and Conservation of the American Museum of Natural History. All rights reserved.”

Illustrations obtained from the American Museum of Natural History's library: [images.library.amnh.org/digital/](http://images.library.amnh.org/digital/)



# Gestion des Espèces Menacées: Cas des Vertébrés

Jonah Ratsimbazafy,<sup>1</sup> Christopher Clark,<sup>1</sup> Joanna Durbin,<sup>1</sup> Herilala Randriamahazo,<sup>2</sup> Jamie Copsey,<sup>3</sup> Daniel Rakotondravony,<sup>4</sup> et Olga Ramilijaona<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Durrell Wildlife Conservation Trust, Madagascar; <sup>2</sup>Wildlife Conservation Society Madagascar; <sup>3</sup>Durrell Conservation Academy, Jersey, UK; <sup>4</sup>University d'Antananarivo, Madagascar

## 1. INTRODUCTION

La mission de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) est d' « assurer la conservation, en particulier de la diversité biologique en tant que fondation essentielle pour le futur, d'assurer aussi que l'utilisation des ressources de la Terre se fait de manière sage, équitable et durable et finalement de guider le développement des communautés humaines vers des styles de vie qui sont à la fois de qualité et en harmonie durable avec les autres composantes de la biosphère ». S'inspirant de cette mission commune au niveau mondial, le présent module vise à aider les personnes activement impliquées dans la conservation des espèces à réduire les risques d'extinction par une gestion des espèces menacées. Le module porte en particulier sur les espèces vertébrées menacées.

### 1.1 Qu'est-ce Qu'une Espèce, une Population, un Facteur Limitant, les Menaces et les Pressions?

L'espèce est l'unité la plus fondamentale de l'évolution et constitue le niveau le plus spécifique en termes taxonomiques (Mayr 1969). On peut définir une espèce comme étant un groupe d'individus morphologiquement, physiologiquement ou biochimiquement distincts des autres groupes ou étant un groupe d'individus qui peuvent se reproduire entre eux et qui ne s'accouplent pas avec les membres d'autres groupes (Primack et Ratsirarson 2005). Il existe une diversité génétique au sein des espèces, souvent reconnues par une division en plusieurs sous espèces ou taxons, qui permet à une espèce de s'adapter à un environnement changeant. Les populations sont des groupes d'individus vivant ensemble et qui sont séparés des groupes semblables, pouvant se reproduire entre eux et pouvant produire une progéniture viable et féconde (sans aide technologique humaine). Tout paramètre naturel ou anthropique susceptible de modifier la taille, la

structure, la composition ou le comportement d'un groupe de populations peut affecter les stratégies de survie et de reproduction d'une espèce. De tels paramètres qui affectent ou limitent la survie d'une espèce en limitant la zone géographique où elle peut subsister en diminuant sa capacité à se reproduire sont appelés facteurs limitants, menaces ou pressions. Les menaces sont définies comme « toute activité humaine ou processus, causant ou en train de causer ou qui causera dans le futur la destruction ou la dégradation de la biodiversité et des processus naturels » (Salafsky et al. 2008).

### 1.2 Qu'est-ce Qu'une Espèce Menacée?

L'UICN a élaboré un système reconnu au niveau international pour évaluer l'état de conservation d'une espèce ou le niveau de menaces pesant sur elle (ref. Liste Rouge). Ce système donne des directives objectives sur l'évaluation des différents facteurs qui influent sur le risque d'extinction. Tous les taxons classés « En danger critique d'extinction », « En danger » et « Vulnérables » sont qualifiés comme étant « Menacées » dans la catégorisation de la Liste Rouge de l'UICN. On considère une espèce comme étant éteint lorsqu'il n'y a aucun doute sur le fait que le dernier individu de l'espèce est mort.

### 1.3 Différents Niveaux de Gestion

Afin de prévenir l'extinction d'une espèce, diverses actions de conservation peuvent être entreprises selon le type et le degré de menaces, les causes des menaces et le nombre d'espèces concernées (par exemple une espèce ou toute la communauté faunistique de toute une zone). Ainsi, diverses stratégies spécifiques peuvent être mises en œuvre selon les problèmes à l'origine du déclin de l'espèce cible (nutrition, prédation, maladies, etc.). Quand plusieurs espèces vivant dans un même habitat sont confrontées à des problèmes et sont menacées d'extinction, la création



d'une aire protégée peut être entreprise, par exemple, pour essayer de garantir la survie de la biodiversité dans la zone. La politique de conservation de Madagascar depuis la déclaration du Président au Congrès Mondial des Parcs à Durban en 2003 est de multiplier par trois la surface des aires protégées du pays pour atteindre six millions d'hectares, soit 10% du territoire national, afin de prévenir la perte d'une biodiversité exceptionnelle menacée. Ces engagements pris par Madagascar ont été confirmés par l'initiative des autorités malgache en novembre 2014, lors du 6<sup>ème</sup> Congrès Mondial des Parcs à Sydney Australie, visant à tripler le nombre des aires protégées marines de la Grande Ile. Le gouvernement malgache s'est engagé à doter ces nouvelles aires protégées de statut définitif avant le 15 mai 2015, qui a abouti à l'octroi de statut permanent à plus de 90 sites pour assurer la gestion et la survie de la biodiversité endémique en danger d'extinction de la Grande île.

## 2. DESCRIPTION DES FACTEURS LIMITANTS POTENTIELS

Les zones de survie et de reproduction sont limitées pour les animaux et les plantes. Les biologistes reconnaissent depuis des siècles que des limites existent pour la plupart des espèces, soit en termes de valeurs extrêmes pour les variables physiques soit en termes de concurrents et de prédateurs pour les variables écologiques. La niche d'une espèce, c'est-à-dire son rôle écologique et ses relations fonctionnelles avec les autres composantes de l'écosystème, est définie par les seuils de variables écologiques au-delà desquelles l'espèce ne peut plus survivre ou se reproduire. Les variables écologiques peuvent être d'ordre abiotique (par exemple, la température, les précipitations, la concentration en substances chimiques) ou d'ordre biotique (par exemple, sources alimentaires, prédateurs, concurrents) (Akçakaya et al. 1999).

De nombreux facteurs écologiques ont été considérés comme étant des facteurs limitants de la distribution d'une espèce: ses besoins d'habitat, ses interrelations avec les autres espèces, sa croissance et sa reproduction. En général, une espèce a une étendue géographique limitée et découvrir les causes de ces limites reste le défi à relever. Si une espèce donnée est présente dans certains endroits et absente dans d'autres, cela voudrait dire qu'il

y a des facteurs qui facilitent le développement de l'une et qui empêchent l'établissement d'autres qui exploitent la même niche. Pour un organisme donné, sa capacité pour survivre, pour croître et pour se reproduire peut être assimilée à un indicateur d'un habitat approprié pour lui.

L'environnement et les variables biotiques sur lesquels l'espèce dépend, varient dans le temps et dans l'espace. Si les conditions environnementales requises ne se trouvent plus autour de l'espèce, les individus qui y vivent peuvent, soit migrer, soit ne plus se reproduire, soit mourir. La sécheresse par exemple peut influencer sur l'étendue géographique dans laquelle une espèce peut survivre et se reproduire. En fonction de ses effets sur la survie, la croissance et la reproduction de l'espèce, un facteur donné peut devenir ou être considéré comme un facteur plus ou moins limitant (Krebs 2001).

### 2.1 Exemple de Facteurs Limitants

Voici quelques exemples de facteurs limitant potentiels:

- **Disponibilité alimentaire** – elle pourrait affecter directement la croissance et/ou la reproduction d'une espèce et conduire à sa mort
- **Niveau de prédation** – par exemple, une forte prédation des œufs et/ou des petits, aurait des impacts certains sur la survie de la population
- **Insuffisance de sites de ponte** – cela pourrait augmenter la concurrence entre individus et entre espèces, mettant le perdant en danger d'extinction
- **Les maladies** et/ou **les parasites** pourraient entraîner l'extinction d'une espèce
- Etc.

### 2.2 Impacts d'un Facteur Limitant sur une Espèce ou une Population

Les espèces réagissent différemment aux diverses conditions. Certaines espèces sont plus résistantes que d'autres, face aux effets ou aux types de changements environnementaux. Les impacts d'un facteur limitant sur une espèce ou une population peuvent être directs ou indirects. Les effets les plus courants à court et à long terme d'un facteur affectant la croissance, la survie et la reproduction d'une population tendent à se présenter



comme suit:

#### Effets à Court Terme

- Changement de comportement (par exemple: accroissement de stress)
- Augmentation de la vulnérabilité aux différentes maladies et/ou aux prédatations
- Accroissement de la mortalité infantile
- Baisse de la maturité
- Diminution de la reproduction

#### Effets à Long Terme

- Baisse de la santé
- Baisse de la longévité
- Diminution de la fécondité
- Réduction de la diversité génétique
- Extinction

L'impossibilité de se reproduire ou l'augmentation de la mortalité aboutissent de toute évidence au déclin. A terme, un déclin continu d'une population finira par causer son extinction, notamment pour les espèces à faible taux de reproduction qui sont plus vulnérables que celles à taux de reproduction élevé.

### **2.3 Identification des Causes de Menaces**

Les menaces qui affectent une espèce peuvent être d'origine anthropiques ou naturelles, mais leurs effets peuvent être néfastes à un certain degré, surtout lorsqu'elles sont combinées. Les cataclysmes naturels (sécheresse, inondation, feux naturels, etc.) sont considérés comme des événements rares parce qu'ils n'apparaissent qu'à des périodes non régulières et ponctuelles, alors que les perturbations humaines peuvent exister continuellement. Cette dernière est généralement plus dévastatrice car ses effets peuvent conduire très vite à l'extinction de plusieurs espèces simultanément.

#### **2.3.1 Menaces Anthropiques**

L'historique de la contribution humaine à la détérioration des écosystèmes montre que les hommes sont parmi les grandes causes de menaces sur les espèces menacées. Les pressions d'origine humaine sur les forêts conduisent à la fragmentation et la perte de ces dernières. Par exemple, la pratique traditionnelle de l'agriculture sur

brûlis dans de nombreux pays en développement en Asie, Afrique et Amérique du Sud a de plus en plus isolé la matrice forestière restante. De plus, la coupe et les feux dans les zones forestières et les feux incontrôlés dans les savanes restent courantes bien qu'il ait été démontré que ces pratiques empêchent le reboisement naturel et la régénération du sol. Les coupes massives peuvent avoir des impacts considérables sur la richesse, la densité et la diversité en espèces (Struhsaker 1997). Les coupes peuvent progressivement changer la composition des forêts et à long terme la topographie de la structure forestière. Certaines espèces sont également consommées par la population. Par exemple, dans le Grand Récif de Toliara, les ruissellements venant de l'agriculture et des eaux usées nuisent aux coraux (Bruggemann et al. 2012).

Dans la forêt de Manombo à Madagascar, les effets cumulatifs de l'ensemble des pratiques mentionnées ci-dessus ont abouti à la destruction de près de 75% de la forêt (soit 45.000 hectares environ) en l'espace de 40 ans. Ces activités ont conduit à la destruction de l'habitat naturel des lémuriers dont *Varecia variegata* et *Eulemur albocollaris*. Actuellement, la forêt de Manombo est isolée par des savanes de tous les côtés. Il n'existe aucune population de lémuriers dans un rayon de 60km de forêt. Ceci isole encore plus les populations d'espèces forestières du fait que la migration est devenue impossible. Ces deux espèces de lémuriers jouent un rôle important dans la dissémination de graines car ce sont des espèces hautement frugivores. Ainsi, elles contribuent au maintien de l'intégrité de la forêt qui est leur habitat (Ratsimbazafy 2002).

#### **2.3.2 Catastrophes Naturelles**

Les perturbations naturelles comme les cyclones, les inondations, la sécheresse, les tempêtes et les déracinements par le vent peuvent constituer une véritable menace pour les espèces et leur environnement. A l'encontre de Bornéo ou Sumatra, l'île de Madagascar se trouve dans la bande cyclonique (latitude de 10° à 20°). De 1951 à 2012, 20 cyclones majeurs ont frappé Madagascar causant des dégâts importants (Donque 1975; Ganzhorn 1995). Le 24 janvier 1997, le Sud-Est de Madagascar a été balayé par le cyclone Gretelle, le pire jamais vu, avec des rafales de plus de 245 km par



heure persistant durant 12 heures. Un cyclone d'une telle magnitude ne pouvait être que désastreux et a causé des dommages à grande échelle. Un pourcentage élevé des arbres matures produisant des fruits dont *Varecia variegata variegata* dépend pour se nourrir a déperdi d'où un déficit nutritionnel pour l'espèce. Une étude post-cyclonique de trois ans a montré qu'aucune femelle ne s'était reproduite à cause de l'insuffisance de nourriture. Durant ces trois années, près de 90% des arbres formant la couche supérieure de la forêt produisent encore de nouvelles branches et feuilles pour assurer la photosynthèse. L'on en conclut que la réduction photosynthétique pourrait être un facteur limitant la disponibilité des nutriments (Ratsimbazafy 2002; Ratsimbazafy et al. 2002).

### **2.3.3 Effets Combinés des Perturbations Anthropiques et Naturelles**

Quand les forêts sont défrichées et fragmentées, les lisières de l'habitat restant sont généralement exposées à plus de vent, de turbulence et de « vortacité » (Miller et al. 1991; Saunders et al. 1991). L'une des principales conséquences de la combinaison des perturbations naturelles, anthropiques et écologiques est l'établissement d'espèces végétales exotiques non indigènes. Les impacts cumulatifs de ces perturbations sur les communautés animale et végétale peuvent

réduire la fécondité et aboutir à l'extinction de certaines espèces. Les fragments de très petite taille peuvent être dévastés par de fréquentes perturbations liées au vent, devenant en quasi-totalité un habitat en lisière (Malcom 1994).

Dans certaines mesures, quelques espèces menacées pourraient se rétablir si les menaces sont contrôlées, alors que dans d'autres cas elles s'effondraient. D'où la nécessité d'envisager différentes stratégies pour la conservation des différentes espèces. Ces stratégies de conservation sont discutées plus en détails dans la partie en dessous, les Stratégies de conservation.

### **3. MÉTHODE D'IDENTIFICATION / PRIORISATION / DES FACTEURS**

#### **3.1 Comprendre la Biologie, l'Écologie, la Distribution, l'Abondance d'une Espèce Ainsi que la Dynamique de ses Populations**

Le mode de catégorisation de la Liste Rouge de l'UICN (Mace et Lande 1991) permet de fixer une classification basée sur des données quantitatives et temporelles mais ne donnent aucune indication sur les causes du déclin de l'espèce et les mesures nécessaires en termes de gestion. Il est essentiel de comprendre la biologie de l'espèce et ses réactions face aux diverses pressions

#### **ENCADRÉ 1: A TALE OF TWO EXTINCTIONS: THE DODO OF MAURITIUS AND SOLITAIRE OF RODRIGUES**

The fate of the Dodo on Mauritius and the Solitaire on the neighbouring island of Rodrigues exemplify the current predicament facing island species worldwide. Through a combination of intrinsic characteristics suiting each species for a life on predator-free land masses and overwhelming external threats which worked together to drive the respective populations down, neither bird had much chance of surviving.

Both species are believed to have evolved from the ancestors of the modern-day Nicobar pigeon, *Caloenas nicobarica*. Nicobar pigeons are nomadic and can fly in flocks of up to 85 birds between islands (Heupink et al. 2014). DNA analysis indicates that the ancestors of the Dodo and Solitaire diverged from their original pigeon stock around 43 million years ago as they began to move from the Nicobar Islands down along oceanic mountain ridges towards their final resting place. The Dodo and Solitaire then diverged from one another approximately 26 million years ago, becoming distinct species on neighbouring islands.

Following arrival on their respective, mammalian predator-free islands each species lost the power of flight, there being no selective advantage to maintain this energetically-costly means of movement. Without the need to fly, the Dodo and Solitaire were able to grow in size—an evolutionary trend in many island species. The Solitaire would have been larger than a modern-day turkey, the Dodo slightly smaller at the size of a goose. This increase in size conferred important advantages to the species, likely increasing their life span, increasing their ability to tolerate extreme fluctuations in temperature, and





enabling them to go for extended periods without food. Combined with the loss of flight, their larger body size would have permitted each species to store up larger quantities of fat during periods of high food availability, enabling them to survive leaner times. Fruits, roots, and seeds were likely the main diet for both species, though it may have been that at least the Dodo consumed invertebrates such as small crabs when the opportunity arose (Cheke and Hume 2008).

While they differed in morphology (the Solitaire possessing a more upright posture with longer legs and neck than the Dodo), one feature they both shared was exaggerated sexual dimorphism (Hume and Steel 2013). The Solitaire may have in fact demonstrated more extreme differences in size between the males and females than in any other keel-bearing bird, males being up to a third heavier than females and bearing significantly longer bills. It appears that both species produced small clutch sizes of potentially a single egg laid on the ground. This relatively low reproductive potential will not have helped the populations of either species recover from the increased mortality caused on the arrival of humans to each island.



Figure 1. The Dodo (*Raphus cucullatus*) (left) and the Rodrigues Solitaire (*Pezophaps solitaria*) (right), as they appeared in Lionel Walter Rothschild's 'Extinct Birds', published in 1907.

Within 100 years of the arrival of the Dutch in 1598 (Cheke and Hume 2008), the Dodo was extinct on Mauritius. On Rodrigues, the Solitaire had all but disappeared within 70 years of the arrival of the French in 1691 (Grihault 2007). For each there were multiple reasons for their demise, with natural or stochastic events playing a small but, at least in the case of the Solitaire, important role.

Prior to settlement on Mauritius in 1638 the Dutch introduced monkeys (macaques), goats, cattle, and pigs. Rats had already been introduced by sporadic voyagers who made landfall on the island. However, as the Dodos seemed to still be plentiful upon the arrival of the Dutch, it seems unlikely that the rats in this instance had much of an impact. The Dodo was initially hunted by the early settlers for food, being a large bird and relatively easy to catch. While some did not find the bird to their taste, others enjoyed eating them; some birds were killed for the gizzard alone which was "so large that it could provide two men with a tasty meal and was actually the most delicious part of the bird", according to a 16th century Dutch exploratory (Cheke and Hume 2008). As the Dutch began to colonise the island, habitat destruction (in particular to access the hardwood of the ebony tree) would have taken its toll on the Dodo habitat. However, it seems likely that the most significant factor causing the extensive decline of the Dodo was predation of the young and eggs by the introduced pigs.

It is less clear what caused the demise of the Solitaire on Rodrigues. However, pigs again are likely to have taken their toll, potentially also competing with the birds for fruits and seeds. Cats may well have taken hatchlings and sailors, drawn to the island to hunt for giant tortoises, are likely to have hunted the birds for food too. It appears that the remaining Solitaires retreated to the less-populated south-west of the island where, by chance, a fire may have overtaken them and killed off the remnant population.

Relatives of the Solitaire and Dodo are alive today, in the forms of the Crowned pigeon *Goura victoria* of New Guinea and Samoa's tooth-billed pigeon *Didunculus strigirostris*, as well as its closest extant relative the Nicobar pigeon. However, populations of all three species are in decline.

Table 1. Exigences d'habitat de sarcelle de Bernier *Anas bernieri* à quatre niveaux de résolution.

Niveau de résolution					
Besoins fondamentaux	Nourriture	Type de couverture	Besoins spéciaux	Modèle géographique	Espace
Type d'habitat de <i>Anas bernieri</i> (Définition empirique)	Eau salée peu profonde, mer, estuaire, delta, lac, mangroves, ruisseaux				
Facteurs de bien-être spécifiques pour <i>Anas bernieri</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eau</li> <li>• Graine de Cyperaceae</li> <li>• Insectes</li> <li>• Feuille et jeunes pousses de monocotylédones</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hiver</li> <li>• Mue</li> <li>• Nidification</li> <li>• Été</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vent</li> <li>• Trous D'arbre</li> <li>• Sans perturbation</li> <li>• Altitude similaire du niveau de la mer</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eau peu profonde et substrat boueux</li> </ul>	
Éléments des facteurs du bien-être déterminant leur qualité (exemples données)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eau</li> <li>• Protéine</li> <li>• Énergie</li> <li>• Minéraux</li> <li>• Vitamines</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Couverture</li> <li>• Microclimat <ul style="list-style-type: none"> <li>• Vent</li> <li>• Humidité</li> </ul> </li> <li>• Structurelle <ul style="list-style-type: none"> <li>• Type de végétation</li> <li>• Profondeur de l'eau</li> <li>• Substrat boueux</li> </ul> </li> </ul>			

si l'on veut essayer de sauver une espèce en voie de disparition et faire le suivi. Les cinq étapes pour la gestion de conservation des oiseaux décrites par Jones et al. (2004) soulignent ce fait:

- **Étape 1:** *Connaître l'espèce*
- **Étape 2:** *Diagnostiquer les causes du déclin de la population et tester les actions de sauvetage*
- **Étape 3:** *Gestion intensive*
- **Étape 4:** *Gestion de la population*
- **Étape 5:** *Suivi*

Bien que l'intensité, la durée et l'impact de chacune de ces phases puissent varier autant que les étapes peuvent se chevaucher ou aller en parallèle, il est clair que pour que chaque nouvelle étape puisse commencer, il faut avoir avancé dans l'étape qui la précède.

### 3.1.1 Biologie et Écologie de l'Espèce

Il est essentiel de comprendre les interactions entre une espèce et son environnement pour pouvoir expliquer son déclin et identifier les solutions éventuelles. Par exemple, les facteurs d'habitats sont classés par les biologistes comme étant biotiques (aliments, prédation, etc.), physiques (température, précipitation, etc.) et édaphiques (sol) (Allen 1984). Pour simplifier, nous pouvons décrire parmi ces catégories les 'facteurs menaçants' comme étant les divers types de facteurs provoquant la mortalité et les 'facteurs de bien-être' comme étant ceux qui maintiennent les taux de reproduction élevés et protègent les animaux contre les 'facteurs menaçants'. Il est important d'analyser les recherches disponibles et de mener des études sur les espèces menacées pour identifier ces facteurs et garantir qu'ils sont décrits à un niveau qui permet de les quantifier et de les évaluer et les comparer. Ce processus



doit commencer par la compréhension de la biologie de l'animal et ceci pourrait conduire à des évaluations environnementales pour quantifier les ressources disponibles et évaluer leur qualité. Les informations de ce genre peuvent être présentées et évaluées sous forme de diagramme (Bailey 1984). Pour les espèces dont les populations sont en déclin, il est important de prendre conscience du fait que les populations restantes peuvent être dans un habitat marginal quand on suppose qu'il n'y aurait plus qu'un seul habitat idéal. De ce fait, il est préférable d'utiliser des recherches sur plusieurs sites et des données historiques quand cela est approprié.

Idéalement, des données précises et suffisantes sont disponibles pour répondre à toutes les questions pertinentes sur l'espèce, permettant ainsi d'expliquer pleinement le déclin. Il est très improbable que de telles données soient disponibles. Il est important de savoir quelles questions sont pertinentes pour orienter la recherche sur les espèces menacées dans le futur.

Toutes les techniques utilisées pour étudier le déclin d'une population sur une période donnée demande une comparaison de données comparables d'une année à une autre ou d'une zone à une autre afin de cerner non seulement l'évolution en nombre mais également la dynamique de l'évolution.

### **3.1.2 Dynamique de Population**

La dynamique de population regroupe les variations dans la taille de la population, la composition en termes d'âge et de sexe, les taux de reproduction et de mortalité et la qualité des populations animales (Bailey 1984). Pour pouvoir identifier les déclins de population au sein d'une espèce et mettre en relief la nécessité d'une action de conservation, nous devons avoir des données qui démontrent les changements en question. Les données de recensement obtenues d'un dénombrement de la population possible ne suffisent pas à cette fin. Les espèces menacées sont souvent en petit nombre et ont une distribution limitée, ce qui rend le processus de recensement plus pratique. Il pourrait être nécessaire cependant d'utiliser des méthodes d'échantillonnage pour avoir une image plus détaillée de la structure de la population dans une zone plus restreinte puis d'extrapoler à l'ensemble de la population. Plus le

nombre de zones d'échantillonnage est grand, mieux cela vaudra parce que cela réduit le risque d'erreurs liées à la variation naturelle dans l'utilisation de l'habitat et dans la distribution de l'espèce. La méthodologie employée doit quantifier les paramètres exposés ci-dessus.

### **3.1.3 Taille de la Population avec la Composition en Termes d'Âge et de Sexe**

Diverses méthodologies pour mesurer la taille de la population peuvent être appliquées en fonction des espèces mais l'âge et le sexe des individus doivent être enregistrés. Ceci peut exiger une manipulation de l'animal et un système de classement selon l'âge pour certaines espèces parce qu'à moins que les animaux aient été marqués et que l'on connaît leur historique, il est souvent difficile de faire d'autres estimations si ce n'est que de dire que l'individu est un nourrisson, un juvénile, un sub-adulte ou un adulte. La morphométrie (poids et mensurations des spécimens) devrait également permettre d'avoir une meilleure compréhension de la structure en âge pour de nombreuses espèces pour lesquelles il n'est pas possible de définir des tranches d'âges spécifiques, y compris les reptiles.

Par exemple, la méthode de capture-recapture par piégeage d'une espèce de tortue d'eau douce malgache endémique et en danger, *Erymnochelys madagascariensis*, a permis de connaître la structure de la population, le nombre de juvéniles par rapport aux adultes et le sexe. Les individus capturés sont mesurés, pesés et identifiés par marquage. À partir des mensurations, on connaît le nombre de juvéniles ainsi que le nombre d'adultes. La longueur de la queue par rapport à la taille des individus permet de connaître le sexe chez les individus adultes. Ces informations donnent également une idée du sexe ratio (nombre de femelles par rapport au nombre de mâles). Cette méthode est importante aussi pour le suivi et pour la connaissance de croissance des individus après la recapture (Veloso et al. 2003).

### **3.1.4 Taux de Reproduction**

Il est généralement nécessaire d'appliquer un système d'échantillonnage dans ce domaine. Il est nécessaire





de recourir à des zones d'étude représentatives où les tentatives de reproduction de tous les individus, sinon de la plupart, peuvent être suivies. Les données sur les tentatives réussies et les tentatives ayant échoué devraient permettre de calculer le résultat. Pour certaines espèces d'oiseaux, le calcul pourra porter sur le taux de survie journalier (Mayfield 1961) et les taux de réussite à l'état d'œuf, de poussin, et d'oisillon pourront être comparés d'une année à une autre ou d'un site à un autre. Une approche similaire pourrait être utilisée pour les amphibiens et les reptiles dont les sites de ponte et les masses d'œufs peuvent être suivis de près. Dans la mesure du possible, il faut enregistrer les causes d'échec, ce qui peut être fait en constituant une base documentaire des preuves à partir de pistes, de marques de dents ou de griffes sur les œufs ou sur le corps des nouveau-nés ou l'aide des technologies disponibles comme les caméra traps et les vidéos télécommandées. Des nids ou des sites de reproduction artificiels pourraient être utilisés pour identifier les prédateurs potentiels et les taux de prédation comme il a été fait pour l'oise d'Hawaï (Black et Banko 1994).

#### 4. TAUX DE MORTALITÉ

En général, les taux de mortalité sont calculés sur des cadres temporels bien définis afin d'avoir une extrapolation prudente par la suite (Sutherland 2000). Cependant, la mortalité peut être plus élevée dans certaines zones ou à certaines périodes de l'année. Si 50% des juvéniles meurent dans les six premiers mois, cela ne veut pas dire que le taux de mortalité annuelle chez les juvéniles est de 100%. En effet, 100% des survivants des six premiers mois, peuvent survivre 12 mois; les animaux les plus en forme ayant prouvé leur capacité de survie. Il existe un certain nombre de méthodes alternatives pour obtenir des données requises pour procéder à une estimation de la mortalité:

- A partir des décès ou des pertes d'individus enregistrés au sein d'une population connue ou d'une sous-population marquée.
- A partir des changements dans la taille de la population bien que cette méthode donne un taux de mortalité pour l'ensemble des tranches d'âges.
- A partir du processus de marquage-lâcher-recapture à condition qu'il y ait plus de deux

sessions.

- A partir de la structure d'âge de la population, avec comme hypothèse que les niveaux de reproduction et de mortalité sont constants et en conséquence les niveaux de population. Etant donné que nos efforts porteront en toute probabilité sur des populations en déclin – donc avec des distributions par âge et par sexe non stables – il est très peu probable que cette méthode soit utilisable.
- Recouvrement d'individus marqués dans l'hypothèse où les marques ne disparaissent pas et tous les décès d'animaux marqués sont enregistrés.

Avec ces ensembles de données, il devrait être possible de dégager les changements dans la dynamique d'une population et de reconnaître d'éventuels signes avertisseurs tels que l'incapacité à se reproduire, une faible proportion de juvéniles dans la population, des sexes ratios biaisés ou une forte mortalité adulte (Olney et al. 1994).

#### 4.1 Identifier les Relations Causales

Il s'agit d'identifier les facteurs limitant qui font qu'une espèce ait tendance au déclin ou qui conduisent l'espèce vers l'extinction dans le cas d'une espèce menacée. En général, les espèces qui ont évolué dans des environnements stables et qui sont sélectionnées sont les plus vulnérables au déclin du fait qu'elles tendent à avoir un taux de reproduction plus faible et à être moins capables de réagir faces aux changements dans leur environnement. Cependant, ils vivent plus longtemps que les espèces R-sélectionnées ce qui peut occulter une instabilité importante dans la distribution selon l'âge du fait de la stabilité relative dans le nombre effectif de la population et par-là le déclin inévitable des populations futures.

Prises ensembles, nos connaissances écologiques, biologiques et démographiques de l'espèce peuvent nous permettre de commencer à identifier les causes du déclin et avoir une indication de la vulnérabilité potentielle du taxon en général. Pour parvenir à une conservation efficace d'une espèce, certaines décisions doivent être prises. Les responsables des projets de



conservation effectuent systématiquement des choix en cours d'action et cela se fait à divers niveaux.

- **Intuitif** – Sentiment subjectif ou approximation forme de connaissances immédiates qui ne recourent pas au raisonnement
- **Par expérience** – Comparaisons avec des situations similaires pour la même espèce ou une espèce semblable pour laquelle on dispose de plus d'informations
- **Déductif** – Recours à la modélisation pour mener des recherches en vue de clarifier des situations écologiques ou démographiques complexes

Les deux premiers points ont été couverts mais il y a toujours un moyen d'étudier une espèce donnée pour identifier les risques de déclin et les causes d'un déclin effectif.

L'utilisation de modèles de population nous permet d'analyser tant au niveau déterministe (prédictible) que stochastique (aléatoire) l'effet des facteurs de bien-être sur les espèces afin de déterminer lesquels ont le plus d'impact. Les modèles de population nous permettent de prédire la taille et la structure probables des populations

dans le futur et dans certains cas leur santé génétique.

Les modèles de métapopulations stochastiques comme Vortex utilisent des paramètres basés sur l'espèce et des paramètres environnementaux pour prédire le maintien et la structure d'une population dans le futur. Le modèle simule la mortalité, la reproduction, l'émigration et l'immigration des individus dans le temps. Le modèle exige des données de qualité sur l'espèce étudiée ou sur une espèce ou un habitat similaire. Des recherches ont été menées pour évaluer la précision de tels modèles en utilisant des espèces tels que le Zostérops à dos gris du Capricorne pour laquelle des ensembles de données à long terme étaient disponibles pour cette espèce. Ces données ont montré que les estimations basées sur les données sur cinq ans sont très différentes des résultats obtenus avec des données sur 15 à 25 ans (Brook et Kikkawa 1998). Ceci semble dire qu'il faut être prudent sur la fiabilité des prédictions basées sur des données limitées et qu'il faut répéter le processus de modélisation à mesure que les données s'améliorent.

## ENCADRÉ 2: TYPES DE MODÈLES (BEISSINGER ET AL. 1998)

### 1. Modèles analytiques

Ils ont tendance à ne pas être efficaces avec des populations de petite taille à cause des effets de la stochasticité démographique, environnementale et catastrophique.

### 2. Modèles déterministes de population unique

Ils sont basés sur l'hypothèse que les taux sont constants ou presque constants, ce qui est peu probable du fait que la plupart des écosystèmes connaissent des changements environnementaux considérables sur des cycles relativement courts en comparaison au temps de génération.

### 3. Modèles stochastiques de population unique

Ils sont structurés autour d'un diagramme de cycle de vie d'une espèce. Ils utilisent les méthodes de Monte Carlo pour tirer un échantillon à partir de distributions sous-jacentes et pour projeter la population sur un nombre donné d'années.

### 4. Modèles de métapopulations

Ils sont essentiellement basés sur le principe de l'exemple précédent mais incorporent plusieurs populations. Ils permettent de prendre en considération plusieurs populations avec des taux de migrations variables. Les populations individuelles peuvent être modélisées sous plusieurs conditions environnementales. C'est le type de modèle le plus fréquemment utilisé et Vortex en constitue un exemple.

### 5. Modèles spatialement explicites

Ils incorporent une grille ou une structure à cellules sur l'habitat et placent les individus. Ce système permet une intégration de loin plus grande d'informations spatialement explicites sur l'adéquation ou la dégradation de l'habitat, etc. Le système requiert beaucoup de données et de temps, ce qui en fait un modèle peu approprié pour un usage fréquent.



## 4.2 Exemple d'Outil de Gestion: Le Vortex

Le Vortex a été développé par Chicago Zoological Society, et est un logiciel d'accès libre qui permet une simulation des populations d'espèces afin de déterminer leur viabilité.

Une fois que les prédictions sur le maintien de la population ont été faites, il est possible d'utiliser le test de sensibilité pour faire varier les paramètres appropriés en vue d'identifier la population la plus vulnérable. Ceci nous permet de prendre en considération, à titre d'exemple, les changements potentiels dans l'environnement, la réduction de la capacité de support, l'augmentation de la prédation, la mortalité liée à la maladie ou la chasse à laquelle la population pourrait être exposée.

Une fois que les vulnérabilités ont été identifiées et confirmées en tant que causes probables du déclin par référence avec les connaissances sur l'espèce, il est possible de considérer des actions pour y remédier. A partir d'une estimation du niveau d'impact réalisable des paramètres disponibles dans le modèle en conséquence des actions de gestion spécifiques, il est possible de produire des scénarios qui incorporent cette gestion et identifier comment ces actions affectent le pronostic pour la population.

Quels que soient les mécanismes que nous utilisons pour maîtriser les facteurs limitants, la formulation d'une approche de gestion doit exploiter au mieux les expertises et les expériences disponibles. Depuis la préhistoire, l'homme a développé des techniques de domestication et de maintien des populations pour la chasse. Plus récemment, de nombreux efforts pour manipuler les espèces, en particulier pour maintenir des espèces sur les îles, ont donné des résultats impressionnants notamment avec les oiseaux. Nous devons tenir compte de ces travaux et les capitaliser afin de développer les compétences pour mitiger les facteurs limitants, inverser le déclin des populations et assurer la conservation des espèces.

## 5. RÉPONSES DE GESTION

La solution ultime à long terme à la quasi-totalité

des problèmes auxquels sont confrontés les espèces indigènes serait la restauration de leur habitat. Il n'est pas possible de faire tourner l'horloge en sens inverse et le processus du rétablissement de l'équilibre dans les écosystèmes est lent et compliqué. Jusqu'à ce jour, les réussites obtenues en matière de restauration ont été d'envergure limitée: on pourrait citer comme exemple, l'enlèvement des espèces introduites sur l'île Ronde (Tonge 1989). Dans de nombreux cas, il est nécessaire de mener, en même temps des mesures à long terme et des actions à court terme afin d'empêcher la perte d'espèces due à des écosystèmes endommagés et vulnérables.

### 5.1 Nutrition

L'approvisionnement en nourritures peut être compromis par une perte de quantité ou de qualité. Les problèmes, dans ce domaine, peuvent durer tout le long de l'année, ou pendant une saison ou une période cyclonique. Il faut également tenir compte du fait que les populations restantes des espèces menacées peuvent vivre dans des habitats marginaux plutôt qu'optimaux comme on le suppose souvent. Un apport d'alimentation supplémentaire peut être vital pour des populations animales en danger. A l'île Maurice, l'habitat indigène de la perruche de Maurice et du pigeon rose a été détruit à cause du défrichement à des fins agricoles et à cause de l'invasion d'espèces étrangères, en particulier le goyavier, le troène, les cochons et les rats. Pour accroître immédiatement la capacité de charge de l'environnement, une alimentation supplémentaire en grains a été utilisée avec succès pour ces animaux pendant un certain nombre d'années (Jones 2004). Les varans de Komodo ont été nourris pour accroître les revenus du tourisme à Flores pendant un certain nombre d'années mais aucune donnée ne montre l'effet de cette alimentation supplémentaire sur la capacité de charge et sur les populations (Walpole et al. 2001).

L'alimentation supplémentaire est habituellement une composante essentielle des programmes de translocation ou de réintroduction. Cela a été le cas avec le lâcher du Maki varié (ou Lémur à collerette) à Betampona, Madagascar. Des crottes de primates ont été fournies dans des paniers suspendus et de l'eau a été mise à la disposition des animaux (Britt et al. 1999). La fourniture d'aliments non contaminés afin d'éviter



des cas où le plomb ou d'autres contaminants ont été impliqués dans les déclin – par exemple, le condor de Californie, l'aigle de mer à queue blanche, les griffons et les vautours d'Inde (Cade et al. 1997). La disponibilité de l'eau peut également être un problème. Le département de la Pêche et de la Chasse de Californie a mis au point des techniques pour augmenter la disponibilité de l'eau pour les oiseaux (gallinacés) et les mammifères. Cette méthode a été proposée en alternative à l'alimentation pour les varans de Komodo (Walpole et al. 2001).

## 5.2 Intervention au Niveau de la Reproduction

L'incapacité à se reproduire ou la perte de progéniture sont des causes importantes de nombreux déclin. Ces causes ont souvent trait à la disponibilité de sites de ponte, à la nutrition et à la prédation. Des techniques sont utilisées pour maximiser la survie de la progéniture. La chevêche des terriers d'Amérique du Nord donne une nichée allant jusqu'à 12 œufs. Selon ce qui a été constaté, l'alimentation supplémentaire au nid peut augmenter la productivité en oisillon de 41% (Wellicome 1997). Le prélèvement de la nichée entière ou des œufs pour une incubation artificielle, ou par une mère de remplacement ou par une autre espèce, constitue une option pour de nombreuses espèces d'oiseaux et de reptiles. La redécouverte inespérée d'un petit groupe de fuligules de Madagascar (*Aythya innotata*) en 2006 a conduit à la mise en place d'un programme d'élevage en captivité avec des prélèvements des œufs et a permis d'avoir en 2013 une cinquantaine de fuligules soit près de 5 fois la taille de la population à sa découverte (Durrell Wildlife Conservation Trust 2013).

Ces processus d'incubation ont été utilisés pour les espèces d'oiseaux de Mauritanie (Jones et al. 1999). Pour certains de ces processus, la captivité pourrait être requise mais dans ces cas, les animaux sont généralement relâchés aussitôt que possible. Les crécerelles de l'île Maurice ont également pu produire plus d'oisillons grâce à une alimentation supplémentaire (Jones et al. 1999). La protection des nids contre la prédation a été utilisée pour un certain nombre d'espèces comme les tortues des Galápagos, l'iguane de Sainte Lucie et de nombreuses espèces de tortues marines. Le bandage des arbres et la suppression des branches reliant aux autres arbres peuvent être efficaces pour certaines

espèces qui font leurs nids dans les arbres. La mortalité au nid peut être causée par de nombreux facteurs dont la présence de parasites et les infections. Le nettoyage des sites potentiels pour la préparation de la nidification et le traitement des oisillons peuvent être effectué comme dans le cas des perruches de Maurice (Jones et al. 1999). L'incapacité à se reproduire peut être due à des sites de reproduction non appropriés ou dégradés. Pour de nombreuses espèces, les sites de nids humides peuvent constituer un problème et la réhabilitation ou l'amélioration peuvent être des options viables. Ce mécanisme a été employé pour les perroquets de Porto Rico, la crécerelle de Maurice, les guachavos des cavernes (Cade et al. 1997).

Même si les sites de nidification existant sont réhabilités, le nombre de sites disponibles peut limiter la reproduction. C'est le cas en particulier pour les espèces qui font leurs nids dans les creux d'arbres quand les vieux arbres adultes disparaissent de leur habitat. Il est possible de créer des sites de nidification ou de reproduction artificiels. Ce mécanisme a réussi avec les perroquets de Porto Rico, les waldrop ibis, l'oiseau bleu d'Amérique du Nord, les perruches de Maurice, le balbuzard (Booth et Corbould 2002) et le pygargue à tête blanche entre autres espèces d'oiseaux. La création de sites de reproduction artificiels a été également utilisée pour les amphibiens tels que les crapauds de Natter Jack à travers la création de bassins et de citernes printaniers pour les alytes de Majorque. Une même approche peut être utilisée pour offrir des tanières aux mammifères et a été employée avec les loutres avec la création de charnières artificielles.

La reproduction artificielle ou modifiée présente un autre avantage: elle peut être conçue de manière à éliminer la concurrence avec d'autres espèces. Par exemple, la modification des sites de nidification pour le pétrel des Bermudes a permis de réduire la concurrence avec les oiseaux tropicaux à queue blanche (*Phaeton* sp., *Phaetonidae*) (Cade et al. 1997). En Utila, le défrichement des espèces végétales envahissantes crée des sites de nidifications plus appropriés pour les iguanes.

## 5.3 Réduction de la Mortalité

La hausse de la mortalité peut être un problème qui



touche les adultes et les juvéniles et peut être tout aussi bien associée à la capacité de reproduction. Les prédateurs sont souvent la cause primaire de cette augmentation de la mortalité mais il peut y avoir d'autres facteurs à l'œuvre. La suppression complète des prédateurs peut ne pas être possible à court terme ou pas du tout possible pour certains cas. Mais une lutte contre les prédateurs peut réduire la mortalité à des niveaux soutenables (Jones et al. 1999).

D'autre part, le maintien des refuges naturelles permet de réduire la mortalité. L'amélioration des litières de roseaux pour *Erythmnochelis madagascariensis* (tortue d'eau douce malgache), les herbes et les broussailles pour *Geochelone yniphora* (tortue à soc et terrestre malgache), peut produire une différence importante pour les petites populations. Des refuges artificiels peuvent être créés pour réduire la prédation. C'est le cas avec la mise en place de boîtes en bois pour l'iguane bleu à Caymen et de boîtes servant de nids pour le doormice. Les boîtes à chauve-souris et les hibernaculas de gestion pour les chauves-souris et les reptiles se sont avérés être des outils importants dans la gestion de ces espèces.

La lutte contre les maladies par réduction des contacts avec les vecteurs peut faire baisser le risque et l'incidence de la transmission des maladies. La création de zones tampons où sont parqués les animaux transportés comme dans le cas de l'utilisation de passeports pour les animaux domestiques constitue un des mécanismes qui a été utilisés. Les programmes d'éducation, comme ceux destinés à prévenir la réintroduction non contrôlée des tortues de Gopher aux États-Unis, peuvent grandement contribuer à prévenir l'introduction de maladies. Le traitement et la vaccination constituent des approches plus agressives. Elles sont employées pour la lutte contre la rage et la maladie de Carré avec le loup d'Éthiopie, avec le furet à pattes noires. Les travaux sur le terrain et les mouvements d'animaux associés aux activités de conservation posent également un risque qu'il faut évaluer et réduire au minimum. Par exemple, il faut établir de bons protocoles de recherches, procéder au nettoyage des véhicules et des équipements pour prévenir le transfert de champignons chytrid entre sites d'amphibiens.

Les problèmes génétiques liés à la consanguinité ont été identifiés chez un certain nombre de taxons. La gestion de métapopulation inclut des mouvements artificiels d'individus entre les animaux dans la nature et ceux élevés en captivité. La création de corridors pour faciliter ce mouvement a été utilisée pour ces espèces. La pollution génétique par hybridation représente un autre problème préoccupant. L'espèce envahissante de l'iguane verte des Caraïbes s'accouple avec *Iguana delectissima*. Il est possible que ce processus finisse par absorber les quelques populations pures restantes.

A court terme, une combinaison de ces actions peut aider à prendre soin d'une population en déclin durant une crise et pourrait même accroître leur nombre. Si la restauration de l'habitat n'est pas possible, ce type de gestion pourrait être requis indéfiniment pour assurer la survie de l'espèce.

#### 5.4 Réintroduction et « Translocation »

La réintroduction des espèces extirpées dans leur milieu naturel ou de l'environnement restauré a été utilisée communément comme outil utile dans la conservation. Pour qu'une relâche /réintroduction devienne un succès, il faut qu'il y ait une étude préalable visant différents domaines, telle que les aspects biopolitique et socio-économique, l'habitat ainsi que les financements à long terme soient accomplies (Beck et al. 1994).

La réintroduction d'une espèce est une partie de restauration, alors il faudrait commencer à petites échelles. Avant la réintroduction, de nombreuses questions doivent d'abord être considérées (Gilpin 1987). Par exemple: Quelles exigences doivent être prises en considération pour fournir une suffisante variation génétique, adéquates au sex ratio, et quelle cohésion sociale est elle nécessaire pour assurer la viabilité de la population? Dans le processus de la restauration quel est le meilleur moment pour réintroduire l'espèce? Est-ce que le temps optimal dépend de la place de l'espèce dans la chaîne alimentaire? Quels aspects du paysage et saison de l'année doivent être considérés? Quelle mesure de sécurité est recommandée pour maximiser la probabilité de succès dans une réintroduction en maintenant des coûts raisonnables? etc. (Simberloff et al. 1997).





D'autres techniques pourraient être procédées pour assurer la survie de l'espèce.

### 5.5 Lutte Contre la Prolifération des Espèces Envahissantes

Dans de nombreux cas, il est extrêmement difficile de lutter contre la propagation des espèces envahissantes. Actuellement, différentes techniques sont utilisées pour faire disparaître ou du moins pour freiner la prolifération des espèces envahissantes. Des tests d'utilisation d'hormones reproductrices sont en cours sur le cours d'eau de Louisiane en Afrique, mais seuls le drainage et la lutte mécanique se sont révélés efficaces. L'introduction d'une espèce de poisson carnivore (*Ophiocephalus striatus*) d'origine asiatique est devenue une menace potentielle pour les poissons endémiques malgaches si bien que la lutte contre son expansion est actuellement une activité prioritaire du Ministère des Pêches du gouvernement malgache.

## 6. LES STRATÉGIES DE CONSERVATION

### 6.1 Action de Conservation Visant à Réduire le Risque d'Extinction

Les scientifiques reconnaissent que de grandes extinctions se sont produites dans le passé bien avant que l'espèce humaine ait commencé à influencer sur la nature. Plus récemment, les êtres humains ont été à l'origine de la perte de nombreuses espèces du fait qu'ils ont détruit les habitats de ces dernières ou les ont directement tuées à diverses fins. Une perte d'espèce est irréversible alors qu'il est possible d'agir sur le risque d'extinction à travers une action de conservation. Cependant, identifier la catégorie de menace ne suffit pas toujours pour déterminer les priorités dans les actions de conservation. Elle ne donne qu'une évaluation du risque d'extinction en fonction des circonstances existantes alors que le système d'évaluation des priorités pour les actions de conservation doit tenir compte de nombreux autres facteurs comme les coûts, la logistique, les chances de réussite ainsi que les autres caractéristiques biologiques de l'espèce.

Les actions de gestion destinées à améliorer la survie d'une espèce donnée ne sont pas mises en œuvre

isolément mais en tant qu'élément d'un groupe d'activités. Les activités doivent être conçues de manière stratégique pour qu'elles aient le plus grand impact positif possible et pour qu'elles tiennent compte d'un certain nombre de contraintes externes. La mise en place des aires protégées dans les sites où des espèces étaient en danger critique d'extinction tel que le fuligule de Madagascar (*Aythya innotata*) et la pygargue de Madagascar (*Haliaeetus vociferoides*) a permis de stabiliser ces très faibles populations qui servent aussi d'espèces phares pour d'autres espèces menacées dans le même écosystème (Rabearivony et al. 2010).

### 6.2 Les Contraintes Influant sur les Stratégies de Conservation

Dans la réalité, les projets de conservation visent souvent des objectifs multiples dont la survie d'une espèce donnée. Ces objectifs peuvent être de conserver un écosystème représentatif ou un groupe d'espèces endémiques. Il est important de considérer l'impact de toute action spécifique dans la perspective des objectifs multiples. Personne ne voudrait améliorer la population d'une espèce menacée et causer le déclin d'une autre ou abîmer certains aspects précieux de l'écosystème.

Bon nombre d'actions de gestion décrites dans le présent module traitent des problèmes immédiats liés à l'amélioration de la capacité de reproduction et de la réduction de la mortalité. Ces actions peuvent être nécessaires pour renforcer une population et prévenir l'extinction à court terme; mais à long terme il se peut qu'il faille prendre en considération les causes des pressions et d'autres questions fondamentales pour assurer la survie à long terme. La perte d'habitat est une des grandes menaces pour la majorité des espèces sujettes à une pression d'extinction, à Madagascar et probablement pour de plusieurs régions du monde. Les actions destinées à conserver les habitats restants, à prévenir leur fragmentation et à promouvoir leur restauration sont extrêmement importantes. Les lois nationales et internationales ont un rôle très important dans la mise en place des conditions favorables à la conservation des espèces. Par exemple, la refonte du code des aires protégées en 2015 a renforcé la rigueur sur l'importance des sites de conservation. De plus, la



Convention sur le Commerce Internationale d'Espèces Menacées (CITES) peut aider à lutter contre le commerce international dans les cas où il constitue une menace. L'inclusion de *Pyxis planicauda* dans l'annexe I du CITES (interdiction de commerce international) en 2003 a fortement réduit sa collecte dans la nature. Toutefois, malgré une bonne politique et un bon cadre légal, des faiblesses sont souvent notées quant à l'application des règles. Ainsi, le renforcement de l'application de la loi représente une activité importante. De même, l'éducation et la sensibilisation peuvent aider à développer une compréhension de la valeur des espèces et de leurs habitats et à promouvoir un soutien à la conservation.

Les projets de conservation doivent toujours tenir compte du contexte humain, cherchant à maximiser les avantages et à réduire au minimum les coûts aux niveaux local, régional et national. Cette question se pose en particulier pour les pays en développement comme Madagascar où les populations rurales vivant dans des zones à forte biodiversité se battent pour survivre et dépendent fortement des ressources naturelles. Rabearivony et al. (2010) posent comme condition impérative de succès la mise en place d'une gestion communautaire ou avec les communautés du site de conservation d'une espèce menacée. Il est également clair que le contexte économique, juridique et politique de chaque pays a une influence considérable

### ENCADRÉ 3: CONSERVATION DES LÉMURIENS

S'il y a un groupe taxonomique qui symbolise la faune malagasy, le lémurien en serait un. Ces primates de Madagascar représentent 20% de tous les primates du monde entier. Du 9 au 14 juillet 2012, une soixantaine d'experts en primatologie se sont réunis à Antananarivo afin de renouveler le statut de toutes les espèces de lémuriens. À l'issue de l'atelier du groupe des spécialistes des primates (IUCN/SSC Primate specialist group), l'on a estimé que 94% de nos lémuriens comptant 103 espèces en ce temps étaient en danger d'extinction (actuellement, Madagascar compte 106 espèces et sous-espèces de lémuriens). Cet atelier a eu une autre portée: en juillet 2013, le Plan Stratégique 2013–2016 pour la conservation des lémuriens fut réalisé, période durant laquelle 28 sites prioritaires sont prévus d'être identifiés et la somme de 7 millions de dollars estimés pour la protection des lémuriens en danger et pour l'amélioration du niveau de vie des populations riveraines de ces aires protégées.

La seule solution satisfaisante pour assurer la future disponibilité en primates pour les besoins biomédicaux des laboratoires ou des parcs zoologiques est la reproduction en captivité. Les programmes de reproduction des primates, bien que fortement encouragés comme alternatives à l'utilisation d'animaux capturés dans leur milieu naturel, devraient être entrepris uniquement dans des institutions possédant les structures appropriés et un personnel expérimenté. Un plan de gestion des populations devrait être soigneusement établi afin de garantir la santé et l'assurance d'une population viable pour les besoins du programme. Les institutions devraient être conscientes des exigences de bien-être des espèces et des individus, et superviser leurs systèmes de reproduction pour en assurer le bon fonctionnement. Idéalement, les systèmes de reproduction devraient reproduire ceux qui existent dans la nature par rapport aux effectifs approximatifs naturellement observés à la fois dans les groupes et en termes de ration mâles/femelles. Ceci est, cependant, fréquemment compromis en raison des contraintes environnementales, d'hébergement ou de recherche. Les principaux systèmes de reproduction généralement adoptés sont récapitulés ci-dessous:

1. Les animaux choisis pour la reproduction devraient être sélectionnés sur la base de l'état sanitaire, la généalogie, les comportements, le tempérament, la configuration des groupes, les capacités reproductrices et de soins matériels potentiels; et ces caractéristiques devraient être réévaluées régulièrement.
2. Les colonies de primates captifs ne devraient pas dépendre de l'importation de primates capturés dans le milieu naturel pour la pérennité de leurs programmes, mais plutôt, utiliser des moyens alternatifs pour attribuer de nouveaux animaux « sources » dans leurs populations reproductrices.
3. Une bonne communication est essentielle entre l'éleveur et l'utilisateur afin de répondre à l'ordre et à la demande aussi précisément que possible pour assurer la continuité de l'élevage et des soins. La familiarisation avec les humains permet au personnel soignant d'observer des comportements ininterrompus et de minimiser le stress lié au traitement.

Auteur: Jonah Ratsimbazafy, Secrétaire Général du Groupe d'Etudes et de Recherche sur les Primates (2015)



sur les stratégies de conservation. Les activités sont inévitablement limitées à causes des ressources financières, humaines et logistiques finies. Les actions doivent être planifiées et priorisées sur la base des stratégies les plus appropriées.

### 6.3 Conception de Stratégies de Conservation

La recherche scientifique et les conseils d'experts techniques ne constituent de ce fait qu'une partie de la conception d'un projet de conservation d'espèces. Il est souvent efficace de planifier et de mettre en œuvre les projets de conservation en concertation avec toutes les parties prenantes (les personnes ayant un intérêt dans le projet et qui sont affectés par le projet). Ceci permet d'assurer que toute préoccupation et tout obstacle en rapport avec la mise en œuvre du projet sont soulevés suffisamment tôt dans le cadre de la planification et que des mesures d'atténuation ou des compromis sont convenues pour garantir un appui à base plus large et une solution plus durable. Souvent, les gens sont plus disposés à soutenir un processus dans lequel ils ont été impliqués par rapport un processus qui leur a été imposé de l'extérieur.

L'Analyse de Viabilité de l'Habitat et d'une Population (PHVA) mise au point par le Groupe de Spécialistes de la Reproduction pour la Conservation (GSRB) au sein de l'UICN constitue un exemple de processus d'élaboration de plans pour les espèces en danger. En général, des représentants de toutes les parties prenantes sont réunis en atelier de plusieurs jours. L'atelier a pour objectif de réunir toutes les informations connues sur l'espèce en question afin de mettre à jour son statut, d'analyser les menaces et d'élaborer un plan d'action pour la conservation. Une PHVA a été réalisée pour le rat géant sauteur (*Hypogeomys antimena*) de Madagascar en mai 2001 avec 13 participants dont des scientifiques, des représentants des services techniques du gouvernement, des autorités locales, des associations villageoises et des ONG nationales et internationales. Le groupe a défini et priorisé les menaces pesant sur l'espèce, a étudié les causes essentielles et a proposé des stratégies de conservation en conséquence. Après cela, les actions ont été définies et priorisées. Un sous-groupe a synthétisé les connaissances disponibles sur l'espèce, y compris les connaissances personnelles des participants, pour

évaluer le statut actuel de l'espèce. Les participants ont été étonnés de découvrir que les prévisions montraient que l'espèce pouvait disparaître en 25 ans. Suite au PHVA, ils ont été suffisamment motivés pour catalyser la mise en place d'une Plate-forme pour la Conservation de la Biodiversité de Menabe dans le but de créer un soutien à base plus large et mettre en œuvre un plan de conservation. Ce groupe est encore actif sous le nom de Commission Environnement, Forêt et Biodiversité du Comité Régional de Développement de Menabe et les efforts en faveur de la conservation ont abouti à un accord pour la création d'une aire protégée. Les objectifs ont été élargis pour couvrir toute une gamme d'espèces endémiques menacées et des objectifs plus larges en matière de maintien de l'écosystème. L'atelier a favorisé à la fois la mise en commun et l'application d'une diversité de connaissances obtenues avec le temps et a permis de stimuler les actions de conservation en clarifiant les actions prioritaires et en garantissant la participation d'acteurs clés qui pourraient continuer à assurer un leadership dans le processus de conservation.

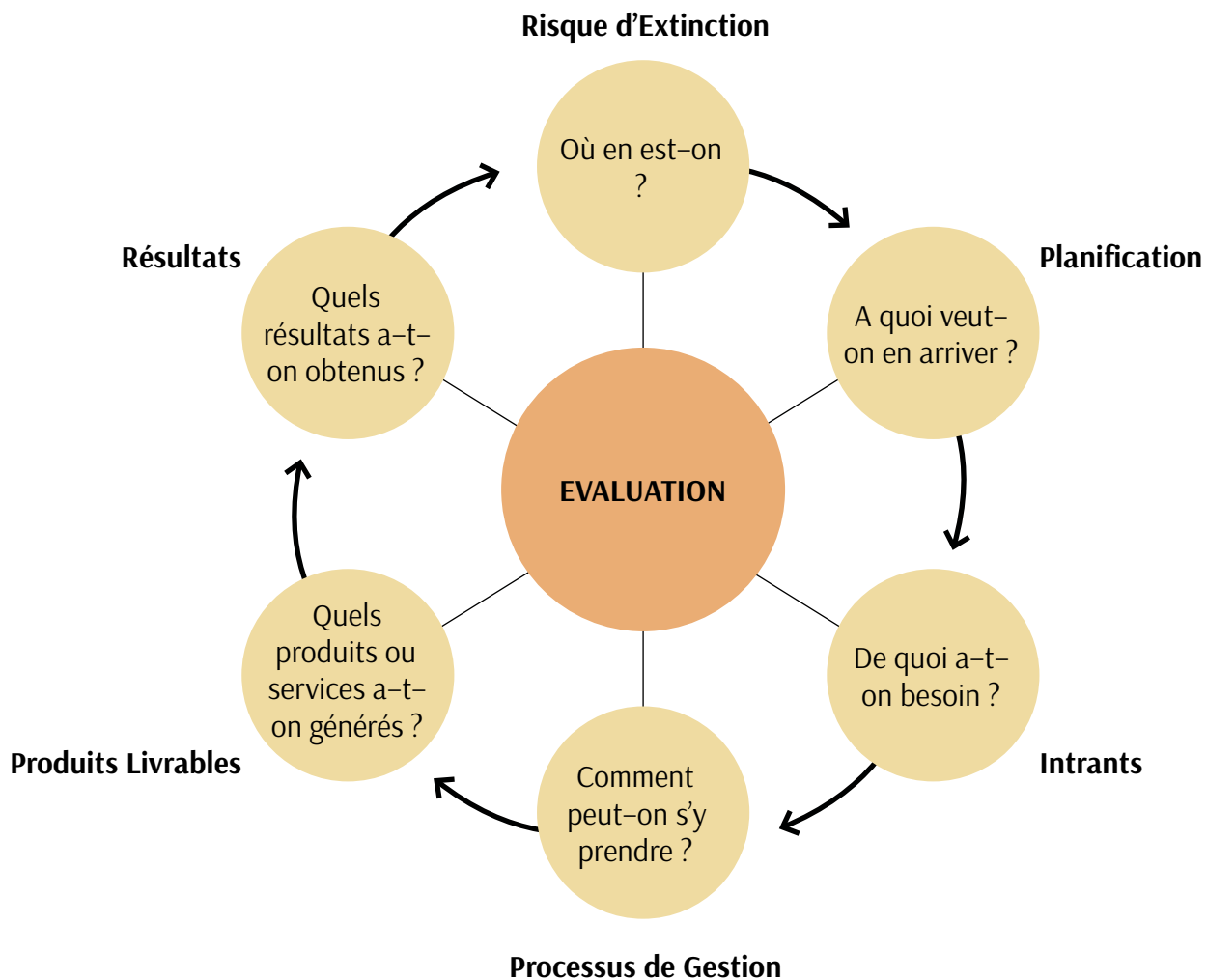
## 7. EVALUATION DES STRATÉGIES DE CONSERVATION

Une évaluation de la gestion de l'espèce est nécessaire pour s'assurer de l'efficacité des actions pour le maintien de l'espèce, pour informer et réorienter la gestion si besoin est dans un processus de gestion adaptative. Il est peu probable qu'un système général d'évaluation convienne dans chaque situation tenant compte. Des différences importantes quant au temps et à l'argent qu'il est possible de consacrer à des évaluations. Ce cadre vise autant à servir de guide général pour l'élaboration de systèmes d'évaluation qu'à favoriser l'adoption de normes fondamentales pour réaliser des évaluations et établir des rapports. Il s'agit d'un exposé sommaire pouvant servir à élaborer des systèmes, à dresser une liste d'enjeux dont il faut mesurer la portée et à suggérer certains indicateurs utiles.

Tout processus de gestion débute par l'établissement d'une vision (en tenant compte du statut de conservation de l'espèce et des pressions qu'elle subit), enregistre des progrès grâce à la planification et la répartition des ressources, et, par suite de mesures de gestion, suscite éventuellement la fourniture de biens et de services. L'évaluation offre le lien qui permet aux planificateurs



Figure 2. Cadre de gestion et d'évaluation dans la gestion d'une espèce menacée



et aux gestionnaires de tirer partie de l'expérience acquise et aide les pouvoirs publics, les organismes de financement et la société civile à vérifier de près l'utilité des critères de catégorisation de l'UICN.

Une évaluation devrait idéalement consister à examiner tous les aspects du cycle de gestion, notamment le contexte dans lequel cette gestion s'effectue. Elle exige aussi des activités de surveillance et à diverses étapes et chacune de ces étapes devrait porter sur un élément et un centre d'intérêts différents. Le schéma (Figure 2) illustre un cadre commun qui permet d'instaurer des activités de suivi et d'évaluation associant le contexte, la planification, les intrants, les processus, les produits livrables et les résultats.

Ce schéma constitue un outil d'analyse dans la

planification, le suivi et l'évaluation des stratégies et actions de conservation des espèces menacées. Toutefois, l'absence d'informations et de données fiables, le changement brusque du contexte politico-social ou encore l'insuffisance des moyens rendent difficiles la prise de décision sur les actions à entreprendre. Runge (2011) suggère que les gestionnaires d'espèces menacées utilisent davantage des approches de gestion adaptative en identifiant des alternatives plus larges, qui offriraient des suggestions d'actions réalisables dans un contexte d'incertitudes.

## BIBLIOGRAPHIE

Akcakaya, H.R., M.A. Burgman, et L.R. Ginzburg. 1999. Applied population ecology: principles and computer exercises using RAMAS Ecolab. Second Edition. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.



- Allen, A.W. 1984. Habitat suitability index models: eastern cottontail. Biological Report 82–10.66. U.S. Fish and Wildlife Service, USA.
- Bailey, J.A. 1984. Principles of wildlife management. Wiley et Sons, Inc. New York, New York, USA.
- Beck, B.B., L.G. Rappaport, M.R.S. Price, et A.C. Wilson. 1994. Reintroduction of captive-born animals. Pages 265–286 dans P.J.S. Olney, G.M. Mace, A.T.C. Feistner, éditeurs. Creative conservation: interactive management of wild and captive animals. Chapman & Hall, London, UK.
- Beissinger, S.R. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. Journal of Wildlife Management 62(3):821–41.
- Black, J.M., et P.C. Banko. 1994. Is the Hawaiian goose saved from extinction? Pages 394–410 dans P.J.S. Olney, G. M. Mace, et A.T.C. Feistner, éditeurs. Creative conservation: interactive management of wild and captive animals. Chapman & Hall, London, UK.
- Booth, B.P., et F.B. Corbould. 2002. Abundance and Distribution of Osprey Nest Sites in the Williston Reservoir Area, North–Central British Columbia. PWFWCP Report No. 277. Peace Williston Fish and Wildlife Compensatin Program, Prince George, British Columbia, Canada.
- Britt, A., C. Welch, et A. Katz. 1999. Re–stocking of *Varecia variegata variegata*: the first six months. Laboratory Primate Newsletter 38:19–20.
- Brook, B.W., et J. Kikkawa. 1998. Examining threats faced by island birds: a population viability analysis on the capricorn silvereve using long–term data. Journal of Applied Ecology 35(4):491–503.
- Bruggemann, J.H., M. Rodier, M.M.M. Guillaume, R. Arfi, J.E. Cinner, M. Pichon, F. Rasoamanendrika, J. Zinke, et T.R. McClanahan. 2012. Wicked social–ecological problems forcing unprecedented change on the latitudinal margins of coral reefs: the case of southwest Madagascar. Ecology and Society 17(4):47.
- Cade, T.J., J.H. Enderson, L.F. Kiff, et C.M. White. 1997. Are there enough good data to justify listing the American peregrine falcon? Wildlife Society Bulletin 25(3):730–738.
- Cheke A., et J.P. Hume. 2008. Lost land of the dodo: the ecological history of the Mascarene Islands. A and C Black publishers, London, UK.
- Donque, G. 1975. Les cyclones tropicaux des mars malgaches. Madagascar Revue de Géographie 27(1975):9–63.
- Durrell Wildlife Conservation Trust. 2013. Saving the Madagascar pochard, species background information. Durrell Wildlife Park, La Profonde Rue, Jersey, UK.
- Ganzhorn, J.U. 1995. Cyclones over Madagascar: fate or fortune?. Ambio 24(2):124–125.
- Gilpin, M.E. 1987. Minimum viable populations: a restoration ecology perspective. Dans W.R. Jordan III, M.E. Gilpin, et J.D. Aber, éditeurs. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Gray, G.J., M.J. Enzer, et J. Kusel. 2001. Understanding community–based forest ecosystem management. Journal of Sustainable Forestry 12(3–4):1–23.
- Grihault, A. 2007. Solitaire: the dodo of Rodrigues Island. Self published, Mauritius.
- Heupink, T.H., H. van Grouw, et D.M. Lambert. 2014. The mysterious spotted green pigeon and its relation to the dodo and its kindred. BMC Evolutionary Biology 14:136–142.
- Hume, J.P., et L. Steel. 2013. Fight club: a unique weapon in the wing of the solitaire, *Pezophaps solitaria* (Aves: Columbidae), an extinct flightless bird from Rodrigues, Mascarene Islands. Biological Journal of the Linnean Society 110(1):32–44.
- Jones, C.G. 2004. Conservation and management of endangered birds. Pages 269–301 dans W.J. Sutherland, I. Newton, et R.E. Green, éditeurs. Bird Ecology and Conservation. A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Jones, C.G., K.J. Swinnerton, et J. Hartley. 1999. Restoration of the free living populations of the Mauritius kestrel (*Falco punctatus*), pink pigeon (*Columba mayeri*) and echo parakeet (*Psittacula eques*). Pages 77–86 dans les procédures de la 7<sup>th</sup> conference of Breeding Endangered Species. Cincinnati, Ohio, USA.
- Krebs, C.J. 2001. Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. Fifth Edition. Pearson Benjamin Cummings, Harlow, UK.
- Mace, G.R., et R. Lande. 1991. Assessing extinction threats; towards a re–evaluation of IUCN threatened species category. Conservation Biology 5(2):148–157.
- Malcom, J. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. Ecology 75(8):2438–2445.
- Mayfield, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. The Wilson Bulletin 73(3):255–263.
- Mayr, E. 1969. Principals of systematic zoology. McGraw Hill, New York, New York, USA.
- Miller, D., J. Lin, et Z. Lu. 1991. Some effects of surrounding forest canopy architecture on the wind field in small clearings. Forest Ecology and Management 45(1):79–91.
- Olney, P.J.S., G.M. Mace, et A.T.C. Feistner. 1994. Creative conservation: interactive management of wild and captive animals. Chapman & Hall, London, UK.
- Primack, R.B., et J. Ratsirarson. 2005. Principe de base de la conservation de la biodiversité. Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, University of Antananarivo, Madagascar.
- Rabearivony, J., R. Throstrom, L.A. de Roland, M. Rakotondratsima, T.A. Andriamalala, T.S. Sam, G. Razafimanjato, D. Rakotondravony, A.P. Raselimanana, et M. Rakotoson. 2010. Protected area surface extension in Madagascar: do endemism and threatened species remain useful criteria for site selection?. Madagascar Conservation and Development 5(1):35–46.
- Ratsimbazafy, J.H. 2002. On the brink of extinction and the process of recovery: responses of black–and–white ruffed lemurs (*Varecia variegata variegata*) to disturbance in Manombo forest, Madagascar. Ph.D. thesis, State University of New York at Stony Brook, Stony Brook, New York, USA.
- Ratsimbazafy, J.H., H.V. Ramarosandratana, et R.J. Zaonarivelo. 2002. How do black–and–white ruffed lemurs still survive in a highly disturbed habitat. Lemur News 7(2002):7–10.
- Runge M.C. 2011. Adaptive management for threatened and endangered species. Journal of Fish and Wildlife Management 2(2):220–233; e1944–687X. DOI: 10.3996/082011–JFWM–045
- Salasfky, N. et al. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions.





- Conservation Biology 2(4):897–911.
- Saunders, D., R. Hobbs, et C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Biological Conservation* 5(1):18–32.
- Simberloff, D.D., D.C. Schmitz, et T.C. Browns. 1997. Strangers in paradise: impact and impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Struhsaker, T. 1997. Ecology of an African rain forest. University of Florida Press, Gainesville, Florida, USA.
- Sutherland, W.J. 2000. The conservation handbook: research, management and policy. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Tonge, S.J. 1989. The past, present and future of the herpetofauna of Mauritius. *Chicago Herpetological Society Bulletin* 25(1989):220–226.
- Veloso, J., Randriamahita, G. Kuchling, J. Durbin, R. Lewis, L.J. Rakotoniaina, et J. Ratsimbazafy. 2003. Valoriser l'approche « enquête villageoise » pour la conservation de la grande tortue d'eau douce de Madagascar *Erymnochelys madagascariensis*. 2<sup>nd</sup> Congrès International pour la Conservation de Cheloniens, 12–22 juin 2003. Saly Dakar, Senegal.
- Walpole, M.J., H.J. Goodwin, et K.G.R. Ward. 2001. Pricing policy for tourism in protected areas: lessons from Komodo National Park, Indonesia. *Conservation Biology* 15(1):218–227.
- Wellicome, T.I. 1997. Reproductive performance of burrowing owls (*Speotyto cunicularia*): effects of supplemental food. Pages 68–73 dans Raptor research reports. The burrowing owl: its biology and management: including the proceedings of the 1<sup>st</sup> International symposium. Raptor Research Foundation, 13–17 novembre 1992. Bellevue, Washington, USA.