



Licence 3 : Biologie des organismes et des populations

Est-ce que la réintroduction d'espèces est un outil intéressant en biologie de la conservation ?

Benjamin Bellier

2020-2021

Liste des abréviations

ADN : Acide DésoxyriboNucléique

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

IPV : Indice Planète Vivante

WWF : World Wide Fund (for nature)

ONG : Organisation Non-Gouvernementale

MVP : Minimum Viable Population

PVA : Population Viability Analysis

RSG : Reintroductions Specialist Group

YNP : Yellowstone National Parc

NPS : National Parc Service

USDA : United States Department of Agriculture

Sommaire

| | |
|---|----|
| 1. Introduction..... | 1 |
| 2. Menaces pour la biodiversité | 2 |
| 3. La biologie de la conservation | 4 |
| 4. Réintroductions d'espèces | 5 |
| 5. Programme de réintroduction théorique..... | 6 |
| 6. Programme de réintroduction pratique..... | 7 |
| 7. Conclusion – Discussion..... | 10 |
| Liste des références bibliographiques..... | 11 |

1. Introduction

La biodiversité est un terme assez vaste et vague, largement utilisé dans le langage courant, défini par une multitude de scientifiques et non-scientifiques, c'est pourquoi on trouve beaucoup de définitions différentes de celle-ci. Une des définitions les plus acceptées et qui laisse entrevoir les difficultés de ce concept est celle d'Edward O. Wilson (2000) : « La biodiversité est la diversité de toutes les formes du vivant. Pour un scientifique, c'est toute la variété du vivant étudiée à trois niveaux : les écosystèmes, les espèces qui composent les écosystèmes et, enfin, les gènes que l'on trouve dans chaque espèce » (Le Guyader, 2008). Ainsi, il met en lumière trois piliers principaux, du plus macroscopique au plus microscopique : la diversité écosystémique, la diversité spécifique et la diversité génétique. Cependant, depuis quelques siècles, l'Homme contribue au déclin de ces trois diversités notamment à cause de l'industrialisation qui s'est fortement propagée dans le monde au XIX^e siècle. Par conséquent il a été nécessaire de changer de vision par rapport à la biodiversité.

C'est dans ce contexte que la biologie de la conservation a vu le jour. Cette science associe un champ de recherches multidisciplinaires et intégrées qui s'est développé en réponse aux enjeux de préservation des espèces et des écosystèmes (Robinson, 2006). C'est une science qui allie la théorie à la pratique. Elle vise à documenter et préserver la biodiversité par des approches de prévention, de protection, de restauration, tout en étudiant les impacts anthropiques qui y sont liés. Même si la science moderne de la conservation continuera à s'appuyer fortement sur les disciplines biologiques, elle doit également englober l'économie, la psychologie, les sciences politiques, l'éthique, la gestion des affaires, le marketing, l'anthropologie et d'autres disciplines couvrant les sciences sociales et humaines (Kareiva et Marvier, 2012). En effet, il est nécessaire de prendre en compte tout ce qui touche à l'humain dans les processus de conservation puisque ce dernier fait partie intégrante de l'écosystème et qu'il y joue un rôle majeur. De plus, cette science est souvent décrite comme une science normative, c'est-à-dire une science qui se base sur certaines valeurs subjectives, avec lesquelles elle tente de répondre aux problèmes rencontrés. Cet axe de recherche est donc basé sur cinq principes éthiques de bases : préserver la diversité des espèces et des communautés, éviter l'extinction précoce des populations et des espèces, maintenir la complexité écologique, permettre la continuité de l'évolution et avoir une vision de la diversité biologique en tant que valeur intrinsèque afin d'éviter une vision anthropomorphique (Primack *et al.*, 2012). Pour respecter ces cinq principes, de nombreux chercheurs estiment qu'il pourrait être intéressant et efficace d'allier la conservation et le transfert d'espèces.

En effet, pour permettre à des populations d'animaux et de plantes de s'établir dans un environnement, il existe trois grandes techniques de transferts. Tout d'abord, les techniques de renforcement visent à augmenter un effectif d'une population déjà existante, en y libérant des individus élevés en captivité ou capturés à l'état sauvage. Ensuite, il y a les techniques d'introduction, qui impliquent de libérer des individus élevés en captivité ou capturés à l'état sauvage, dans une aire de répartition non historique. Enfin, à l'aisselle des deux précédentes, il y a les techniques de réintroduction d'espèces qui correspondent à des tentatives de retour d'espèces dans des parties de leur aire de répartition historique où elles ont disparu, et qui peuvent impliquer la libération d'individus élevés en captivité ou capturés à l'état sauvage (Armstrong et Seddon, 2007). Cependant, une limite majeure des projets de réintroduction d'espèces correspond au fait qu'ils sont impossibles à réaliser lorsque les facteurs qui ont causé le déclin d'origine sont encore présents et ne peuvent être éradiqués (Primack *et al.*, 2012).

Ainsi, dans ce projet d'étude, on va s'intéresser plus particulièrement à la réintroduction d'espèces dans un but de conservation. De ce fait, on va se demander si la réintroduction d'espèces est un outil intéressant en biologie de la conservation. Pour cela, on va d'abord voir quelles sont les menaces sur la biodiversité et quelles solutions ont été trouvées pour permettre d'y contribuer. Ensuite, on va voir comment la biologie de la conservation permet de réduire le déclin de la biodiversité. Enfin, on verra comment la science de la réintroduction s'est mise en place et comment elle fonctionne, notamment grâce à l'exemple de la réintroduction du loup gris (*Canis lupus*) au parc national de Yellowstone, dans le cadre d'un projet de réensauvagement.

2. Menaces pour la biodiversité

Pour commencer, il est nécessaire de définir les trois grands types de diversité. Premièrement, la diversité écosystémique correspond aux différentes associations d'espèces qui interagissent ensemble et avec leur biotope. D'un point de vue de la conservation, ce pilier est indispensable pour ne pas perturber l'équilibre au sein d'un écosystème, que ce soit par rapport aux espèces qui y vivent ou que ce soit par rapport au biotope. Les réseaux trophiques (annexe 1) sont un des principaux facteurs qui régulent les écosystèmes grâce à différentes interactions comme la compétition, le mutualisme ou encore la prédation. La productivité d'un grand prédateur dépend par exemple de l'ensemble des espèces de niveaux trophiques inférieurs avec lesquelles il interagit (Tromeur, 2018), ainsi, le prédateur régule leur nombre et cela a un effet bénéfique sur le biotope. En effet, le biotope peut accepter une capacité maximale d'individus d'une espèce, que l'on appelle la capacité de charge, qui correspond donc à l'effectif maximal de cette espèce qui peut être supporté durablement par les ressources et conditions environnementales de cet habitat (Primack *et al.*, 2012). Deuxièmement, la diversité spécifique correspond à l'ensemble des espèces vivantes terrestres, allant de la bactérie *Escherichia coli*, en passant par le tardigrade et la méduse, jusqu'au lion et à l'éléphant, sans oublier *Homo Sapiens*. Ces espèces se sont créées, différenciées et installées, au fil de plusieurs millions d'années selon un processus très lent. Cependant, ce pilier est encore référencé de manière incomplète et le restera sûrement toujours car il est impossible de référencer toutes les espèces vivantes sur Terre à un temps donné. Par exemple, il a été estimé à 887 500 le nombre d'espèces d'insectes recensées dans le monde et pourtant certains entomologistes estiment à 20 Millions (voire plus) le nombre d'espèces d'insectes au monde (Martinez et Gauvrit, 1997). Si l'on admet ces théories, il faudra entre 31 et 38 siècles pour décrire (au rythme de 5000 à 6000 espèces chaque année) les 19 Millions d'espèces restantes (Martinez and Gauvrit, 1997). Cela traduit bien la complexité existante pour référencer les espèces, si l'on rajoute à cela la vitesse à laquelle *Homo sapiens* dégrade la planète, une grande partie des espèces animales et végétales se seront éteintes avant même d'avoir été connues. Troisièmement, la diversité génétique fait référence aux individus d'une même espèce partageant un même espace pendant un temps donné et qui, par conséquent, ont plus de probabilité de se reproduire. Par exemple, cette diversité pourrait s'accroître par des processus de recombinaison génétique. Ainsi, des différences de séquences ADN s'observent entre plusieurs populations d'une même espèce et le fait que l'ADN soit contenu dans les gènes implique des différences entre les gènes de plusieurs populations. Des mutations au sein d'un gène peuvent créer des allèles différents. Par exemple, pour le système ABO du groupe sanguin, il existe 3 allèles issus de mutations de l'ADN sur le chromosome 9 qui définissent 6 génotypes et 4 phénotypes (4 groupes sanguins) différents. Les combinaisons d'allèles que nous portons vont ainsi déterminer le génotype. De plus, le phénotype sera déterminé par l'association du génotype et de l'effet de l'environnement (plasticité phénotypique). La variation génétique permet donc aux populations de s'adapter à leur milieu de vie, qui se modifie perpétuellement.

Cependant, cette biodiversité est en péril car l'impact de l'Homme est considérable. Par exemple, en France métropolitaine, 14% des mammifères, 24% des reptiles, 23% des amphibiens, 32% des oiseaux nicheurs, 19% des poissons d'eau douce, 28% des crustacés d'eau douce, 15% des espèces d'orchidées sont menacés de disparition, en 2017, selon la liste rouge de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature). Cet impact a commencé par la domestication du loup il y a une trentaine de milliers d'années, puis avec celle du blé, il y a une dizaine de milliers d'années, et s'est ensuite poursuivi avec beaucoup d'autres espèces. L'homme est progressivement passé de chasseur-cueilleur à éleveur-agriculteur. Cette transformation s'est faite sur le long terme et a poussé l'Homme à adapter l'environnement à ses besoins personnels à des fins principalement économiques en utilisant l'agriculture, l'exploitation forestière, la pêche, l'industrie chimique et fossile, l'urbanisation, la construction de routes ou encore le commerce international. Toutes ces inventions, que beaucoup qualifie d'évoluées, ont contribué à détruire les habitats naturels comme par exemple les forêts primaires ou plus récemment les récifs coralliens. Ces récifs sont pourtant des puits de biodiversité puisqu'un seul peut abriter 200 espèces de coraux, 300 espèces de poissons, entre 10 000 et 100 000 invertébrés et un km² de récifs en bonne santé peut produire de la nourriture pour 2500 hommes par an (<https://ec.europa.eu>).

Ainsi, la destruction des habitats est devenu le premier facteur de menace pour la biodiversité, suivi par la surexploitation, l'impact des espèces envahissantes, les maladies, la pollution, et le changement climatique, tant de facteurs associés à l'homme (Fig. 1A). Récemment, des plastiques ont même été découverts dans la fosse des Mariannes, à 11 000 mètres de profondeur (Bolo et Prévile, 2020). De plus, une étude de 2015, a déterminé que depuis le XIX^e siècle, où le monde a vu l'industrialisation se répandre globalement sur Terre, le pourcentage d'espèces considérées comme éteintes avait considérablement augmenté, au-delà même du seuil qui se base sur les cinq extinctions massives précédentes (Fig. 1B)

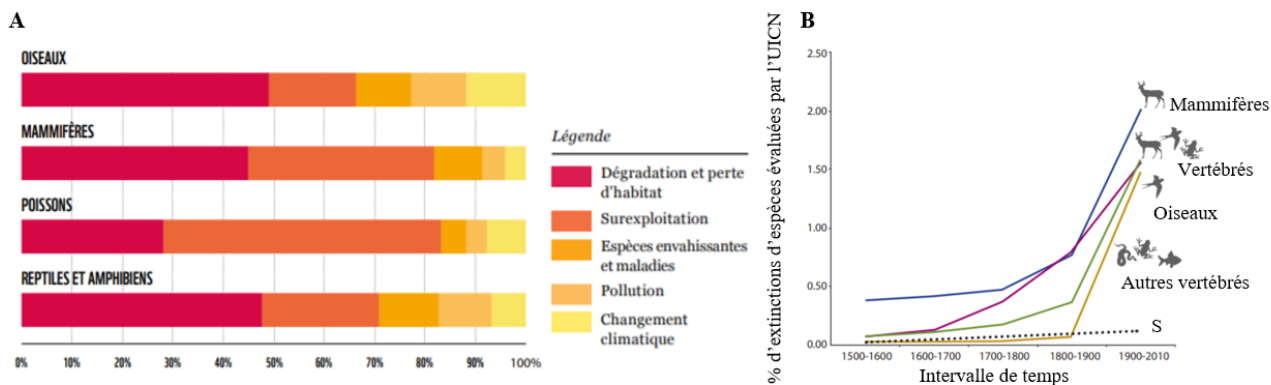


Fig. 1A Graphique représentant la fréquence relative des principales menaces par groupe taxonomique, sur une base de données de 3789 populations issues de la base de données de l'IPV (<https://www.vwf.fr>) en 2018.

Fig. 1B Graphique représentant le pourcentage d'espèces enregistrées comme « éteintes », « possiblement éteintes » et « éteintes à l'état sauvage » par l'UICN (2012) en fonction du temps (Ceballos *et al.*, 2015). « S » correspond au seuil qui se base sur les cinq extinctions massives précédentes, il est d'environ 0,1 à 1 espèce disparue pour 10 000 espèces par 100 ans.

Ainsi, il est nécessaire de définir le terme d'extinction d'espèces. C'est alors que l'UICN créa une liste rouge qui répartit les espèces en plusieurs catégories en fonction de leur vulnérabilité d'extinction. On distingue quatre grandes catégories : les espèces éteintes, menacées d'extinction, sans danger et non évaluées. L'extinction peut s'observer à quatre niveaux différents. Le premier niveau correspond aux individus d'une espèce qui ne sont plus représentés sur la surface terrestre, on parle alors d'espèces éteintes (cas du dodo (*Raphus cucullatus*)). Le deuxième niveau correspond aux espèces qui ne sont plus représentées qu'en captivité, on parle ici d'espèces éteintes en liberté (cas du hocco mitou (*Mitu mitu*) (UICN)). Le troisième niveau correspond aux espèces qui ne sont plus représentées dans leur aire de répartition historique, on parle d'espèces disparues localement (cas du phoque moine en France (*Monachus monachus*) (UICN)). Enfin, le quatrième et dernier pilier fait référence aux espèces écologiquement éteintes, c'est-à-dire lorsque leur effectif est tellement faible qu'elles n'ont plus d'impact significatif sur d'autres espèces de leur écosystème (cas du rhinocéros blanc du Nord (*Ceratotherium simum cottoni*) (UICN)). Cependant, le terme d'extinction reste à relativiser car certaines espèces que l'on pensait disparues, peuvent « réapparaître » dans certains cas. Par exemple, la perruche nocturne avait été vue la dernière fois en 1912 et avait été présumée éteinte, avant d'être redécouverte en 1979 (Primack *et al.*, 2012). Les scientifiques ne sont pas encore en mesure d'expliquer tous les comportements (déplacements, migrations, ...) des espèces, notamment dans les cas où le nombre d'individus de ces espèces est très réduit. De plus, notre faible connaissance par rapport aux milieux marins, ne nous permet pas d'être exhaustif en terme de disparition d'espèces, c'est-à-dire que beaucoup de processus auxquels on ne peut pas encore songer, ont lieu dans les profondeurs. Pour comparaison, une petite dizaine d'hommes sont descendus dans la fosse des Mariannes à 11km de profondeur, alors que de 1969 à 1972, 12 astronautes ont marché sur la lune, située à plus de 350 000 km de la Terre. Ce sont donc les espèces spécialistes, à faible population et à faible effectif (espèces endémiques et/ou insulaires) et celles qui sont en déclin qui sont les plus amenées à disparaître. Cette vulnérabilité est liée à leur faible stochasticité démographique, environnementale, génétique et aux catastrophes naturelles. C'est dans ce contexte de perte de biodiversité que l'Homme a réagi en créant des stratégies de conservation pour les espèces menacées d'extinction.

3. La biologie de la conservation

La biologie de la conservation s'est développée dans un contexte où les activités humaines étaient majoritairement influencées par des critères sociaux-économiques, laissant de côté la vision écologique, ce qui a entraîné une multitude d'impacts sur la biodiversité. Par exemple, les forêts tropicales recèlent la plus large diversité spécifique connue : elles contiennent plus de la moitié des espèces animales et végétales de la planète (Puig, 2001), c'est pourquoi la déforestation entraîne un nombre d'extinctions d'espèces considérable. En milieu marin, la transformation des habitats (occupation des sols, modification physique des rivières ou prélèvement de leurs eaux), l'appauvrissement des récifs coralliens, la dégradation des fonds marins par la pêche au chalut de fond, les changements climatiques, les espèces exotiques envahissantes, la surexploitation des espèces et la pollution sont les facteurs les plus importants de l'appauvrissement de la diversité biologique et de la variabilité génétique des populations naturelles ou de l'extinction de certaines espèces (Hubert-Vincent, 2007 ; Vitousek *et al.*, 1997). Dans le but de réagir à ces problèmes, les organisations non gouvernementales (ONG) comme Green Belt Movement, Project Rescue Ocean ou encore Plastic Odyssey, basent leurs actions sur les fondements de la biologie de la conservation.

Avec une finalité de conservation, Shaffer créa, en 1981, le concept de taille minimale viable de la population (MVP), défini comme la plus petite taille requise pour qu'une population ait une probabilité prédéterminée de persistance pendant une durée donnée, reflétant les dangers stochastiques rencontrés par les populations dont la taille a déjà été réduite (Vélez-Espino et Koops, 2012 ; Shaffer, 1981 ; Gilpin et Soulé, 1986). Cependant, ce concept de MVP est trop dépendant du cycle de vie biologique de l'espèce considérée ou encore de l'environnement local dans lequel elle vit, c'est pourquoi ce concept n'est pas applicable de manière générale à toutes les espèces. Il est donc conseillé de combiner ce concept à une analyse de viabilité de population (PVA), utilisé pour décrire à la fois le processus et l'ensemble des outils quantitatifs visant à estimer la probabilité qu'une population ou qu'un ensemble de populations persistent ou s'éteignent au bout d'un certain temps (Chevalier, 2020 ; Gerber et González-Suárez, 2010).

La meilleure stratégie pour la protection à long terme de la biodiversité consiste à préserver des écosystèmes existants et des populations à l'état sauvage, stratégie connue sous le nom de conservation *in situ* (Annexe 2) ou sur site (Primack *et al.*, 2012). On peut alors retrouver ce type de stratégie dans les parcs naturels, les réserves ou encore les sanctuaires. Cependant, comme on l'a vu précédemment les espèces les plus menacées sont souvent réduites en terme d'effectif ou en déclin, c'est pourquoi dans ces cas extrêmes, il est nécessaire de leur assurer une viabilité dans un environnement artificiel. Ce type de conservation est nommé *ex situ* (Annexe 2) ou hors site. Certains des systèmes de conservation *ex situ* sont très populaires aux yeux du grand public, comme les parcs zoologiques, les aquariums, ou encore les jardins botaniques, alors que d'autres le sont moins, comme par exemple les banques de graines/semences. Cependant, l'élevage en captivité fournit aux espèces un environnement stable et bénin (par exemple, par la complémentation alimentaire, les soins de santé, la réduction des charges parasitaires et des maladies, l'élimination des prédateurs), mais a pour effet secondaire d'induire des changements évolutifs importants qui compromettent la santé des espèces dans les environnements naturels (Robert, 2009), comme par exemple la capacité de reproduction et donc la capacité de survie en milieu naturel. Il est fort probable que ces deux types de conservation aient besoin d'être associés pour être plus efficaces (Annexe 2). D'ailleurs, ce besoin est réciproque car la conservation *ex situ* n'est pas viable sur le long terme si elle n'a pas comme finalité la conservation *in situ*. Le but final de la conservation des espèces est donc de permettre à une espèce de retourner vivre dans son habitat d'origine, sans aide extérieure ou anthropique. Ainsi, après avoir réalisé une des deux stratégies de conservation, il faut utiliser des techniques de transferts, afin de faciliter le retour de certains individus de l'espèce prise en charge, dans leur aire de répartition naturelle, par des programmes de réintroductions par exemple.

4. Réintroductions d'espèces

Depuis la domestication du loup, suivi de la sédentarisation, de l'agriculture et de l'élevage, l'Homme a fréquemment déplacé des animaux capturés ou domestiqués pour son propre intérêt. Cependant, malgré que les transferts d'animaux existent depuis bien longtemps, la réintroduction d'espèces pour atteindre un objectif de préservation ou de restauration de la biodiversité est une activité relativement récente qui s'est développée comme une conséquence de la prise de conscience mondiale croissante de la nécessité de conserver la diversité biologique face à l'extinction des espèces (Seddon *et al.*, 2007). Pour expliquer l'histoire des réintroductions, nous allons nous baser sur l'étude de Seddon *et al.* (2007). Au début du XX^{ème} siècle, un des premiers lâchers réalisé de manière contrôlée et surveillée, a été entrepris. Cependant, jusque dans les années 1970, les programmes n'étaient pas réellement pris au sérieux ce qui les faisait échouer fréquemment. Il a fallu attendre les années 1970 pour voir des programmes de conservation d'animaux charismatiques, qui retinrent l'attention, tant leur médiatisation lors des déplacements et des libérations furent importante. Il faut attendre la création du RSG (groupe spécialiste de réintroduction), en 1988, avec l'aide de l'UICN, pour voir un début de professionnalisation et de création d'un plan de stratégie vis-à-vis de la prise de décision, à des fins de conservation. Le tournant majeur s'est produit en 1992, où le RSG a défini une ligne directrice des programmes de réintroductions. C'est pourquoi depuis un peu plus d'un siècle, les réintroductions sont devenues plus fréquentes, comme en témoigne l'augmentation du nombre d'espèces réintroduites (Tab. I) et le nombre d'études faites sur les réintroductions (Fig. 2).

Tab. I Tableau montrant l'évolution du nombre d'espèces qui font l'objet de projets de réintroduction connus, depuis 1900 (Seddon *et al.*, 2007).

| Taxons | 1900-1992 | 1998 | 2005 |
|---------------------|------------|--------------------------------|---------------------|
| Invertébrés | 2 | 19 | 65 |
| Poissons | 9 | 11 | 20 |
| Reptiles/Amphibiens | 22 | 42 | 94 |
| Oiseaux | 54 | 69 | 138 |
| Mammifères | 39 | 77 | 172 |
| TOTAL | 126 | 218 | 489 |
| Références | Beck, 1994 | Stanley Price and Soorae, 2003 | Seddon and al, 2005 |

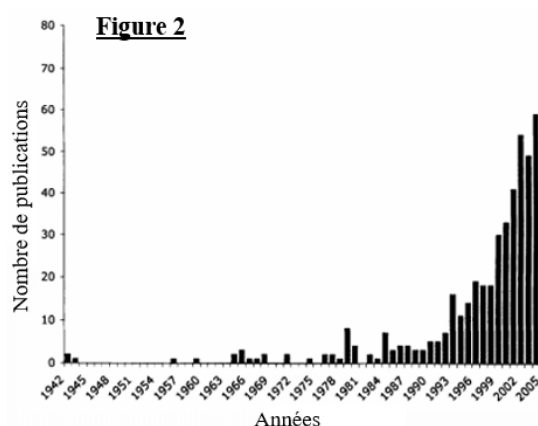


Fig. 2 Graphique montrant le nombre d'études liées à la réintroduction publiées dans des revues évaluées par des pairs, par an, depuis 2005 (Seddon *et al.*, 2007).

Pour étudier l'efficacité des réintroductions on va se baser sur une étude faite par Taylor *et al.*, en 2017 (qui se base elle-même sur une étude faite par Armstrong et Seddon en 2007), dans laquelle ils se sont intéressés à la littérature en lien avec les réintroductions réalisées de 1995 à 2016. Ils pensent qu'il est nécessaire pour que la biologie de la réintroduction soit efficace de définir 10 questions clés (Annexe 3) qui permettraient d'augmenter les connaissances et la portée des réintroductions d'espèces, d'améliorer la communication entre les chercheurs, de penser au-delà de son propre projet et enfin de s'appuyer sur les recherches précédentes. En d'autres termes, ces questions posées et identifiées *a priori* pourraient permettre d'améliorer le rétablissement des écosystèmes. Ces questions s'échelonnaient à quatre niveaux différents : établissement de la population, persistance de la population, métapopulations et écosystèmes. Ils ont donc classé les 361 publications étudiées en fonction des quatre niveaux auxquelles elles faisaient référence : 61% portaient sur l'établissement des populations, 32% portaient sur la persistance de la population et le reste portait sur les métapopulations et les écosystèmes. On voit qu'il y a une forte disparité pour les grands axes de recherche, ce qui montre que cette science est encore jeune et qu'elle a encore de grands progrès à faire. C'est pourquoi, selon les auteurs, cette science et les études réalisées, doivent être dirigées par une série de questionnement *a priori* définies et essentielles pour aborder les incertitudes liées à la gestion afin de répondre à la problématique auxquels les scientifiques font face. Cela permettrait de pouvoir agir activement, plutôt que de faire une analyse descriptive

ou rétrospective des études. Cette science exige à la fois un apprentissage scientifique par le biais d'expériences, de prévisions et de suivi, ainsi qu'une véritable intégration dans la pratique de la réintroduction, permettant aux gestionnaires d'identifier les actions les plus susceptibles d'atteindre leurs objectifs. Dans leur étude, la proportion des questions définies *a priori* étaient d'une fois sur deux. De plus, ils ont pu décrire que 74% des publications analysaient les résultats d'une action de gestion pour donner des recommandations sur l'action à fournir, 22% des publications présentaient des données comparant deux ou plusieurs mesures de gestion afin d'aider à la prise de décision et les 4% restant correspondaient aux publications qui n'associaient pas la recherche à la gestion. Ainsi, seulement un cinquième des publications comparaient des actions de gestions (par modèle prédictif ou par interprétation de données de suivi) sur la période de l'étude. Grâce à cette dernière, on a pu entrevoir la grandeur de la marge de progression des projets de réintroductions.

Chaque programme impliquant des transferts d'individus doit faire l'objet d'une importante période de faisabilité permettant de bien définir les objectifs visés, de rassembler les informations nécessaires sur l'écologie de l'espèce considérée, d'évaluer la qualité de l'habitat cible du transfert et d'envisager sa restauration préalable si nécessaire, et de définir une stratégie pour rassembler et installer les individus fondateurs dans cet habitat (Primack *et al.*, 2012). Ainsi, on améliore la capacité à assurer la réintroduction de l'espèce en question, mais il faut aussi assurer au maximum le maintien de l'équilibre de l'écosystème déjà en place, c'est-à-dire qu'il faut prendre les bonnes mesures pour que l'espèce introduite ne propage pas de maladies, ne soit pas nuisible pour une autre espèce menacée, pour les populations résidentes, ou encore pour l'activité humaine.

Un problème majeur en biologie de la conservation est l'attribution de l'échec ou de la réussite d'un projet de réintroduction. Si les échecs sont faciles à identifier dans certains cas (par exemple, lorsque l'extinction est documentée), l'évaluation des succès peut nécessiter l'utilisation de divers critères (taux de survie ou de fécondité, tendance de la population, expansion spatiale...) pour déterminer si la population est autosuffisante ou non (Robert, 2009). Cependant, chaque espèce réagit différemment à la réintroduction en fonction de son nouvel environnement biotique et/ou abiotique, c'est pourquoi elle peut s'acclimater plus ou moins rapidement à ces nouvelles conditions de vie. Pour les espèces animales, les enquêtes empiriques générales sur le succès de la réintroduction ont conclu que le succès est généralement faible (38 %, Griffith *et al.*, 1989 ; 11 %, Beck *et al.*, 1994) et que les projets de réintroduction utilisant des animaux élevés en captivité ont eu beaucoup moins de succès que ceux utilisant des animaux sauvages (Robert, 2009 ; Griffith *et al.*, 1989 ; Wolf *et al.*, 1996 ; Fischer et Lindenmayer, 2000 ; Jule *et al.*, 2008). Ainsi, le suivi des réintroductions doit s'effectuer sur le long terme pour permettre de déterminer si l'implantation de l'espèce va être pérenne et si cette implantation n'impacte pas négativement l'écosystème dans lequel la réintroduction s'effectue.

5. Programme de réintroduction théorique

Pour palier aux différents paramètres qui peuvent restreindre les réintroductions en milieu naturel, beaucoup de chercheurs ont développé des programmes théoriques de réintroductions, qui sont des précurseurs des programmes pratiques de réintroductions, permettant à ces derniers de s'effectuer en minimisant les risques et donc en augmentant leur probabilité de succès. On va ici voir quelques notions qui ont permis aux chercheurs de mieux organiser les réintroductions. Tout d'abord, on peut rencontrer des problèmes liés à la captivité quand on effectue des lâchers à partir d'animaux maintenus dans un habitat artificiel. Selon Robert (2009), la captivité présente quatre problèmes majeurs : un niveau élevé de consanguinité en raison de la petite taille de la population (Ralls *et al.*, 1988), la fixation progressive et l'accumulation de mutations légèrement délétères par dérive génétique (Bryant et Reed, 1999), la perte de diversité génétique (Neveu *et al.*, 1998), et les adaptations génétiques à la captivité qui sont délétères dans la nature (Frankham, 2008). Ainsi, il met l'accent sur l'importance des modélisations vis-à-vis du compromis démographique-génétique, qui a permis aux chercheurs de comprendre qu'il était plus efficace pour que la population s'établisse, de réaliser plusieurs

lâchers d'individus sur plusieurs années (voire décennies). Son étude de modélisation a permis de mettre en lumière que, d'une part, lors des programmes à court terme, peu d'individus seront libérés et que donc la stochasticité démographique aura comme conséquence d'avoir de forte probabilité d'extinction, sauf pour les populations ayant réussi à survivre sur les premières années. D'autre part, un programme à long terme impliquera un lâcher de beaucoup plus d'individus, mais impliquera également une détérioration génétique plus importante et donc une probabilité également importante que la population ne puisse pas s'installer, sauf pour les populations n'ayant pas déclinées de mutations délétères en milieu naturel. C'est pourquoi, il préconise une durée de programme intermédiaire qui maximiserait le succès de la réintroduction. Cependant, le cas n'est pas général car il faut également prendre en compte le cycle biologique de l'espèce considérée puisque la détérioration génétique sera plus rapide chez une espèce à durée de vie faible par rapport à celle qui a une durée de vie plus longue.

Mais d'après Robert (2009), il faut aussi prendre en compte les flux de gènes entre la population captive et sauvage. D'un point de vue de la population captive, les chercheurs se sont demandés s'il était mieux de diviser la population en plusieurs groupes ou d'en faire une seule et « grande » population. D'après Robert (2009), la division de la population en plusieurs sous-unités, impliquerait une extinction à long terme par augmentation de la stochasticité démographique et donc une diminution d'individus potentiellement réintroduisables. Cependant, d'un point de vue génétique, il reste assez partagé, car en règle générale la fitness de la population captive, diminue quand il y a division en sous-unités mais que cette dernière ne reflète pas la fitness en situation sauvage. De plus, comme les sous-unités évoluent indépendamment, la diversité génétique sera d'autant plus importante et la fixation de mutations sera réduite, ainsi le taux de consanguinité sera moindre dans la population réintroduite. Il pense donc que si la durée du programme est courte (< 10-20 générations), il est mieux d'opter pour une « grande population ». Cependant, si la durée du programme est longue et que le niveau d'assouplissement de la sélection est important, il serait préférable d'utiliser des sous-unités complètement isolées pour améliorer le succès de la réintroduction, par rapport à plusieurs unités connectées ou même une seule grande unité. On a pu voir qu'avec une étude faite de manière fictive, on est capable de s'attendre à des contraintes et donc de les anticiper, ou au moins d'y réfléchir, avant de réintroduire l'espèce en question, ce qui pourrait permettre de baisser le taux d'échec et de maximiser le taux de succès du processus.

6. Programme de réintroduction pratique

Pour finir, on va voir un exemple d'une réintroduction d'espèce avec celle du loup gris (*Canis lupus*) dans le parc national de Yellowstone (YNP), classé parc national en 1872, il est un des plus vieux parc naturel du monde. Le YNP est à l'intersection de 3 états américains entre le Wyoming, le Montana et l'Idaho (Annexe 4). On s'intéressera principalement à la partie Nord du parc, dans laquelle la plupart des publications font référence. Dès la fin du XIX^e siècle, le loup était considéré comme nuisible pour les activités humaines, c'est pourquoi après une chasse intensive, le loup disparu du parc, en 1926 (Ripple et Beschta, 2012). Il entraîna dans sa chute, une partie de l'équilibre qui existait dans cet écosystème. Le coyote (*Canis latrans*) était alors devenu le principal prédateur, mais sa taille plus faible que le loup ne lui permettait pas de réguler le nombre des grands ongulés, comme les wapitis. C'est dans ce contexte qu'on a observé une expansion forte des proies des loups, notamment celle des wapitis, si bien que les autorités ont été contraintes de les chasser de manière intensive, de 1940 à 1960, jusqu'à ce que cette chasse soit interdite (Tab. II). La conséquence de cette expansion a été une perte de biomasse végétale considérable, à cause du broutage excessif réalisé par ces derniers (Ripple et Beschta 2012). On a alors constaté une diminution des fréquences observées (représentant la présence) de 89% et 91% par rapport aux fréquences attendues (si le loup n'avait pas disparu) de trembles (*Populus tremuloides*) et de saules (*Salix spp.*) respectivement (Beschta et Ripple, 2016).

Grâce à la création des lignes directrices de réintroductions par la RSG, en 1992, de nombreux projets de réintroduction ont vu le jour. Si on prend en compte que la population de wapitis a atteint un pic à 18 000

individus (Tab. II) en 1994, soit un effectif trois fois plus important que quand le loup était présent, on comprend pourquoi a été lancé en 1995, le projet de réensauvagement du YNP. Ce projet consistait à réintroduire des loups gris pour retrouver une biodiversité qui était en déclin, par le retour d'un équilibre interspécifique. Ainsi, trente et un loups ont été déplacés du Canada vers le nord du YNP (Fig. 3) en janvier 1995 ($n = 14$) et en janvier 1996 ($n = 17$) (Ripple *et al.*, 2015). Le loup a retrouvé un nombre d'individus suffisant à tel point qu'en 2009 (Fig. 3), l'espèce n'est plus sur liste rouge de l'UICN, malgré une baisse d'individus à partir de 2007-8 (Fig. 3).

De 1995 à 2010, les loups sont passés de zéro à une quarantaine d'individus (Fig. 3), entraînant une diminution du nombre de wapitis, passant de 18 000, en 1994, à environ 6 000, en 2010, ce qui a provoqué une importante baisse du broutage. Suite à cette baisse conséquente du broutage, on a observé une augmentation de la taille et du couvert de saules, de trembles, mais aussi d'arbustes qui sont bénéfiques pour une multitude de faune (Beschta et Ripple, 2012). D'après Ripple et Beschta (2012), le passage d'une colonie de castors, en 1995, à douze, en 2009, est principalement une conséquence de la progression du saule. Les castors étant des « ingénieurs des écosystèmes », agissant à la fois sur le cycle de l'eau, de l'énergie et sur le flux des nutriments (Kay, 2018), par la création de barrages qui enrichissent les cours d'eau, si bien que les cours d'eau du Wyoming avec des étangs de castors abritaient 75 fois plus d'oiseaux d'eau que ceux sans étangs de castors (Ripple et Beschta, 2011 ; McKinsty *et al.*, 2001), ou encore de poissons, d'amphibiens, de reptiles, de plantes aquatiques et de loutres (Ripple et Beschta, 2012). De plus, Baril (2009) a constaté que la recrudescence de saules a permis une augmentation de la richesse des oiseaux chanteurs pour 85% des oiseaux utilisant le saule. De plus, les petits herbivores tels que les rongeurs et les lagomorphes pourraient déjà bénéficier de la diminution du nombre de coyotes et de l'augmentation de la couverture et du fourrage en raison de la diminution de l'herbivorie des wapitis et des changements dans les communautés végétales (Ripple *et al.*, 2011 ; Miller *et al.*, 2012).

Tab. II Tableau représentant l'estimation du nombre de wapitis dans la partie Nord du parc de Yellowstone, depuis le XIX^e siècle jusqu'à la réintroduction du loup gris en 1995 (Molsey et Mudinger, 2018).

| Date | fin XIX ^e siècle | 1920-1930 | 1940 | 1950-1960 | 1970 | 1994 |
|-------------------|-----------------------------|---------------------|----------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|
| Nombre de wapitis | 5000-6000 | 10000-11000 | 8500 | 5000-6000 | 11000-12000 | 18000 |
| Événement | présence du loup | disparition du loup | début de la chasse par NPS | fin de la chasse par NPS | Ø de la chasse par NPS | pic du nombre de wapitis |

Figure 3

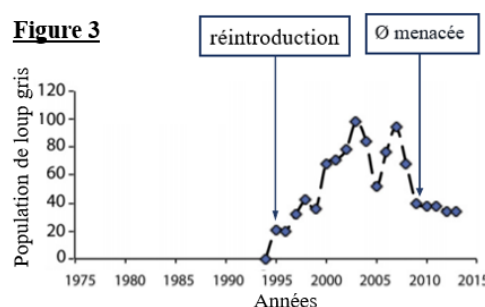


Fig. 3 Graphique représentant le suivi annuel de la population de loup gris, dans la partie Nord du parc de Yellowstone à partir de 1995 (Beschta et Ripple, 2016). L'encadré « réintroduction » correspond à l'année où les premiers loups gris ont été réintroduits et l'encadré « Ø menacée » correspond à l'année où le loup gris n'est plus considéré comme une espèce menacée par l'UICN.

On a pu voir qu'avec la réintroduction du loup, tout le réseau trophique a été modifié, ce qui a permis de retrouver un équilibre prédateurs-herbivores-végétaux, par un système en cascade du réseau trophique, afin que toutes les espèces puissent coexister et s'autoréguler. C'est pourquoi, on peut considérer le loup comme une espèce clé de voute, c'est-à-dire une espèce présentant un impact disproportionné par rapport à sa biomasse, sur la structure et/ou le fonctionnement de sa communauté/écosystème et dont la perte a en conséquence de forts impacts (Primack *et al.*, 2012). On a pu observer que si l'on supprimait le loup gris au YNP, une cascade d'extinction apparaissait, qui conduit à un écosystème dégradé présentant beaucoup moins de diversité à tous les niveaux trophiques (Primack *et al.*, 2012). Ainsi, contrairement à ce que l'on pourrait croire la présence d'un prédateur comme le loup dans un milieu, favorise la diversité spécifique. Le castor est une espèce ingénieuse, mais aussi une espèce clé de voute. En effet, les barrages de castors dans les cours d'eau retiennent l'eau et piègent les sédiments qui font monter la nappe phréatique, réduisent les débits de pointe des cours d'eau et les inondations, et augmentent les faibles débits des cours d'eau à la fin de l'été. (Kay, 2018). L'absence d'activité des castors nuit considérablement au fonctionnement des écosystèmes (Kay, 2018). Cela a été démontré dans une analyse d'articles, qui recensait l'influence des castors sur l'abondance des espèces, puisque dans 73% des cas, le castor (*Castor canadensis*) avait une influence positive pour la biodiversité

(Stringer, 2015). En terme de diversité génétique, la population de loup gris a vu son taux d'hétérozygotie se maintenir à un taux élevé d'environ 0.75 (Fig. 4A) (soit un pourcentage de 75% d'hétérozygotie) et son taux de consanguinité s'est maintenu à un niveau très faible de l'ordre de moins de 0.10 (Fig. 4B) (soit un pourcentage de consanguinité de moins de 10%) entre 1995 et 2004. De plus, ces deux taux réels sont proches de ceux estimés par le logiciel MATEx, qui sélectionne la population reproductrice idéale pour une stratégie de reproduction gérée (Fig. 4A et 4B.). Cette forte diversité génétique a été favorisée par la grande taille de la population fondatrice (31 loups réintroduits en 2 ans), par la rapide expansion de la population (population multipliée par 3 en 8 ans, de 1995 à 2003) et par des mécanismes spécifiques pour éviter la consanguinité avec des parents proches (Vonholdt *et al.*, 2007). L'autosuffisance de la population réintroduite et le gain de diversité génétique, spécifique et écosystémique, fait de la réintroduction du loup une réussite majeure dans le cadre du projet de réensauvagement au YNP.

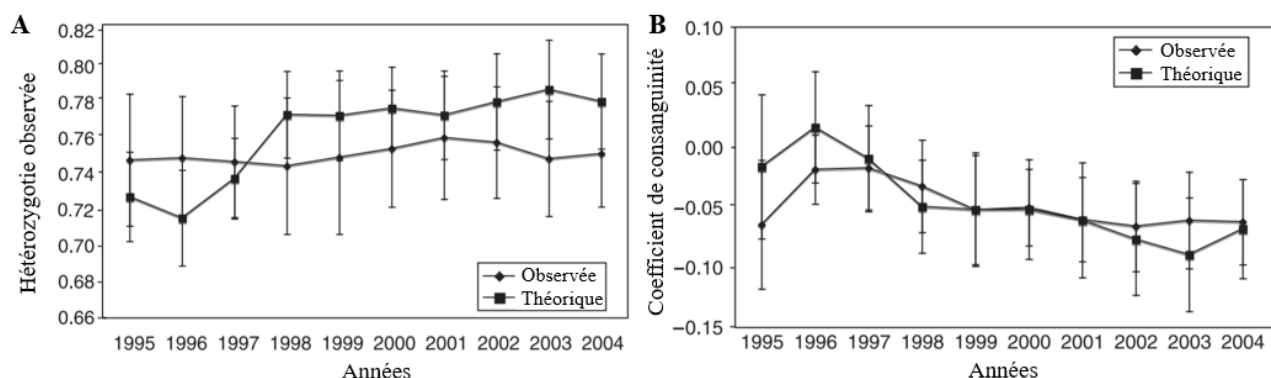


Fig. 4 Graphiques représentant l'hétérozygotie annuelle (A) et le taux de consanguinité (B) chez le loup gris, pour la population reproductrice observée par rapport à la population reproductrice théorique, sélectionnée par le logiciel « MATEx » dans le cadre d'une stratégie de reproduction gérée (Vonholdt *et al.*, 2007).

Malgré la réussite majeure du projet et le fait que cette réintroduction soit aujourd'hui considérée comme un exemple à suivre, des problèmes inattendus ont été observés. La diminution du nombre de wapitis a entraîné une augmentation du nombre de bisons, doublant leur effectif, entre 1995 (1000 individus environ) et 2010 (2000 individus environ). Etant également des brouteurs, ils détériorent beaucoup de végétaux, ce qui devient problématique pour la résurgence des végétaux dans certaines zones où les bisons présents. De plus, 80% des bisons sont porteurs de l'anticorps de la bactérie *B. abortus*, qui a été transmise entre congénères, puis entre bisons-wapitis ; et qui donne la brucellose. Cette dernière est une maladie (zoonose) qui peut être mortelle chez l'Homme mais dont aucun vaccin n'est connu à ce-jour. Aujourd'hui, 30 % des wapitis portent l'anticorps *B. abortus*. La vitesse de diffusion de 2 miles par an de la maladie chez les wapitis inquiète les chercheurs, puisque d'après les prévisions, elle pourrait se répandre sur 5 états de manière importante, si bien qu'elle attendrait l'Utah et le Colorado en 2038, en plus des 3 états dans lesquels se trouve le YNP (Annexe 4) où la maladie est déjà répandue.

De plus, si l'on reprend le cas du loup gris à Yellowstone, on a vu qu'à partir des années 2007-8, le loup a vu sa population se réduire légèrement. En effet, aux Etats-Unis, l'organisation qui défend les droits des agriculteurs (l'USDA Wildlife Service), a tué 3.2 millions d'espèces, dont 412 loups gris en 2015 et si l'on ajoute à cela les 3762 loups tués en période hors-chasse dans six états américains en 2011, on est alors en droit de se demander si le déclin des loups gris au YNP n'est pas lié à ces types d'activités frauduleuses, encore trop présentes et trop faiblement sanctionnées. On peut rajouter que dans l'histoire de beaucoup de pays le loup a eu une part importante, notamment dans beaucoup de contes où il est considéré comme l'antagoniste. Cette vision persiste encore aujourd'hui chez les partisans de l'agriculture, de l'élevage, de la culture ou encore de l'économie. Les éleveurs critiquent souvent les programmes visant à réintroduire le loup car il pourrait réduire à néant leur activité professionnelle, à cause de la prédation du loup sur le bétail. Cependant, il existe de nombreux moyens de permettre une cohabitation durable, dans le cas de l'homme et du loup, notamment par rapport aux activités pastorales. Par exemple, il faudrait que les éleveurs : privilégient la mise en place de clôtures, de répulsifs naturels et/ou visuels, d'enclos nocturnes pour le bétail et favorisent la surveillance par

un chien de berger, des patrouilleurs, des caméras (Janeiro-Otero *et al.*, 2020). Une autre solution encore trop peu exploitée et peu documentée, serait de favoriser la présence de proies sauvages (Janeiro-Otero *et al.*, 2020) grâce à des programmes de transferts (réintroductions) d'espèces par exemple.

7. Conclusion – Discussion

Comme on l'a vu les réintroductions peuvent permettre de diminuer le déclin de biodiversité, auquel le monde est en train de faire face, et donc peuvent permettre d'être utiles en biologie de la conservation (cas de la réintroduction du loup gris au YNP). En effet, l'objectif de la plupart des programmes de réintroduction axés sur la conservation est le rétablissement d'une espèce dont la conservation est préoccupante (par exemple, les espèces menacées ou en voie de disparition) (Swaigood, 2010).

Cependant, malgré les efforts importants des chercheurs, il existe encore de nombreux points à améliorer comme le fait de mettre chaque espèce sur le même pied d'égalité, car en effet les mesures mises en place pour les réintroductions sont favorisées (en terme d'argent, de matériels, d'accès) pour les espèces populaires aux yeux du grand public. De plus, le fait d'assouplir les conditions de vie en captivité n'est pas compatible avec une réintroduction réussie et forme une des contraintes majeures pour la conservation des espèces puisque les individus ne sont confrontés à quasiment aucune pression de sélection. En effet, les environnements des candidats à la réintroduction doivent inclure certains des défis auxquels ils seront confrontés dans la nature, même ceux qui entraînent un mauvais bien-être à court terme, afin de promouvoir un bon bien-être - et la survie - après la libération (Swaigood, 2010). C'est pourquoi, aujourd'hui, il est nécessaire de privilégier les réintroductions d'animaux sauvages que d'animaux élevés en captivité, dans les cas où cela est possible et jusqu'à ce que les chercheurs trouvent comment réhabiliter une espèce qui s'est « désensauvagée ». D'autres problèmes sont envisageables lors des réintroductions d'espèces, comme la pollution génétique, l'invasivité ou encore la propagation de maladies à d'autres espèces (le cas du bison au YNP). Les connaissances encore trop limitées peuvent expliquer la difficulté de mener à succès les réintroductions. Ces dernières échouent souvent pour l'une des raisons suivantes : une compréhension limitée de l'écologie et du comportement de base de l'espèce, une mauvaise planification du lâcher et l'absence de suivi après le lâcher pour déterminer le succès et identifier les domaines problématiques à améliorer (Swaigood, 2010).

Malgré des échecs, une partie des programmes de transferts d'espèces sont bénéfiques pour la biodiversité. Par exemple, le retour d'une espèce prédatrice (le loup) ou d'une espèce ingénieuse (le castor), permet un gain de diversité écosystémique, spécifique et génétique quand les individus transférés sont en bonne santé, qu'ils deviennent auto-suffisants, si bien qu'ils sont bénéfiques pour l'abondance des espèces qui enrichissent l'habitat et qu'ils agissent sur la régulation des espèces déléteres pour l'habitat. Pour continuer dans cette voie et retrouver une stabilité par rapport aux dangers et aux extinctions des espèces, il est nécessaire que l'Homme adapte son mode de vie pour éviter : de fragmenter les habitats, de permettre l'intrusion d'espèces invasives, de faciliter la propagation de maladies, de favoriser la pollution et d'accélérer le changement climatique. Ainsi, une solution envisageable pour permettre une prospérité future de la biodiversité, est d'améliorer les connaissances pré-lâcher et post-lâcher pour permettre une auto-suffisance des populations réintroduites, en se posant les bonnes questions, en partageant et en comparant les études entre elles, et en limitant les dégâts anthropiques. De plus, le grand public devrait être mieux informé sur les menaces d'extinctions des espèces de manière locale, pour éviter d'aggraver le déclin des espèces. Par exemple, un effort d'information a été fait afin de convaincre la citoyenneté locale du caractère sauvage de la tortue d'Hermann (Massana et Silvestre, 2007) et de sensibiliser sur les risques associés à leur domestication, afin que leur réintroduction puisse se dérouler sans ce biais anthropique et que la réussite du projet soit favorisée. Cet effort a en partie contribué au taux élevé de 74,5% de survie des individus réintroduit de cette espèce, lors de sa réintroduction au parc du Garraf (Catalogne), entre 1992 et 2010 (Bertolero, 2013).

Liste des références bibliographiques

- Armstrong D. P. et Seddon P. J. (2007). Directions in reintroduction biology, *Trends in Ecology and Evolution*. Vol.23, No.1.
- Baril L. M. (2009). Change in Deciduous Woody Vegetation, Implications of Increased Willow (*Salix spp.*) Growth for Bird Species Diversity and Willow Species Composition in and around Yellowstone National Park's Northern Range. MS, Montana State University, Bozeman, USA.
- Bertolero A. (2013). Statut, répartition actuelle et réintroduction de la tortue d'Hermann en Espagne. *ResearchGate*. 35-40.
- Beschta R. L. et Ripple W. J. (2012). Berry-producing shrub characteristics following wolf reintroduction in Yellowstone National Park. *Forest Ecology and Management*. 276, 132-138.
- Beschta R. L. et Ripple W. J. (2016). Riparian vegetation recovery in Yellowstone : The first two decades after wolf reintroduction. *Biological Conservation*. 198, 93-103.
- Bolo P. et Préville A. (2020). Pollution plastique : une bombe à retardement ? *Sénat N°217 ; Assemblée nationale N°3654*.
- Bryant E. H. et Reed D. H. (1999). Fitness decline under relaxed selection in captive populations. *Conservation Biology*. 13, 665–669.
- Ceballos G., Ehrlich P. R., Barnosky A. D., García A., Pringle R. M., Palmer T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses : Entering the sixth mass extinction. *Environmental Sciences*. 1-5.
- Chevalier R. (2020). Possibilités d'application des analyses de viabilité des populations aux poissons de rivière. *HAL*. 1-33.
- Fischer J. D. et Lindenmayer B. (2000). An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*. 96, 1–11.
- Frankham R. (2008). Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. *Molecular Ecology*. 17, 325–333.
- Gerber L. et González-Suárez M. (2010). Population Viability Analysis : Origins and Contributions. *Nature Education Knowledge*. 3(10):15
- Gilpin M. E. et Soulé M. E. (1986). Minimum viable populations : processes of species Extinction. In: Soulé, M.E. (Ed.), *Conservation Biology : the Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer Associates, Sunderland, pp. 19–34.
- Griffith B., Scott J. M., Carpenter J. W., Reed C. (1989). Translocation as a species conservation tool : status and strategy. *Science*. 245, 477–486.
- Hubert-Vincent F. (2007). Diversité génétique et adaptation des espèces aquatiques en milieu anthropisé. *IFREMER*. 8.
- Janeiro-Otero A., Newsome T. M., Van Eeden L. M., Ripple W. J., Dormann C. F. (2020), Grey wolf (*Canis lupus*) predation on livestock in relation to prey availability. *Biological Conservation*. 243, 1084332.
- Jule K. R., Leaver L. A., Lea S. E. G. (2008). The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores : a review and analysis. *Biological Conservation*. 141, 355–363.
- Kareiva P. et Marvier M. (2012). What is Conservation Science ? *Bioscience*. Vol.62, No.11, 962-969
- Kay E. C. (2018). The Condition and Trend of Aspen, Willows, and Associated Species on the Northern Yellowstone Range. *Society for Range Management*. 202-211.
- Le Guyader H. (2008), La biodiversité : un concept flou ou une réalité scientifique ? *Courrier de l'environnement de l'INRA*. N°55, 7-26.
- Massana J. S. et Silvestre A. M. (2007). Projet de réintroduction de la Tortue d'Hermann (*Eurotestudo hermanni*) au Parc du Garraf (Catalogne - Espagne). *ResearchGate*. 32-36
- Martinez M. and Gauvrit B. (1997). Combien y a-t-il d'espèces d'Insectes en France. *Bulletin de la Société entomologique de France*. 102(4), 319-332.

- McKinstry M. C., Caffrey P., Anderson S. H. (2001). The importance of beaver to wetland habitats and waterfowl in Wyoming. *Journal American Water Resources Association*. 37, 1571–1577.
- Miller B., Harlow H. J., Harlow T., Biggins D., Ripple W. J. (2012). Trophic interactions linking wolves, coyotes, and small mammals. *Canadian Journal of Zoology*. doi : 10.1139/Z11-115.
- Mosley J. C. et Mudinger J. G. (2018). History and Status of Wild Ungulate Populations on the Northern Yellowstone Range. *Society for Range Management*. 189-201.
- Neveu H., Hafen T., Zimmermann E., Rumpel Y. (1998). Comparison of the genetic diversity of wild and captive groups of *Microcebus murinus* using the random amplified polymorphic DNA method. *Folia Primatologica*. 69, 127–135.
- Primack R. B., Sarrazin F., Lecomte J. (2012). *Biologie de la conservation*, Dunod, Malakoff, 360 pp.
- Puig H. (2001). Diversité spécifique et déforestation : l'exemple des forêts tropicales humides du Mexique. *Bois et forêts des tropiques*. N°268 (2), 41-55.
- Ralls K., Ballou J.D., Templeton A.R. (1988). Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology*. 2, 185–193.
- Ripple W. J., Wirsing A. J., Beschta R. L., Buskirk S. W. (2011). Can restoring wolves aid in lynx recovery. *Wildlife Society Bulletin, in press*. Doi : 10.1002/wsb.59.
- Ripple W. J. et Beschta R. L. (2012). Trophic cascades in Yellowstone : The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation*. 145, 205-213
- Ripple W. J. et Beschta R. L. (2015). Trophic cascades from wolves to alders in Yellowstone. *Forest Ecology and Management*. 354, 254-260
- Robert A. (2009). Captive breeding genetics and reintroduction success. *Biological Conservation*. 142, 2915–2922.
- Robinson J. G. (2006). Conservation biology and real-world. *Conservation Biology*. 20 : 658-669.
- Seddon P. J., Armstrong D. P., Maloney R. F. (2007). Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology*. Vol. 21, No. 2, 303–312.
- Shaffer M.L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*. 31, 131–134.
- Stringer A. P. et Gaywood M. J. (2015). The impacts of beavers *Castor spp.* on biodiversity and the ecological basis for their reintroduction to Scotland, UK, *Mammal Review*, ISSN, 0305-1838.
- Swaisgood R. R. (2010). The conservation-welfare nexus in reintroduction programmes: a role for sensory ecology. *Animal Welfare*. 19 : 125-137.
- Tromeur E. (2018). Concilier enjeux écologiques et économiques pour une gestion écosystémique des pêches. *HAL*. 17.
- Vélez-Espino L. A. et Koops M. A. (2012). Capacity for increase, compensatory reserves, and catastrophes as determinants of minimum viable population in freshwater fishes. *Ecological Modelling*. 247, 319-326.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., Melillo J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*. 277 : 494–499.
- Vonholdt B. M., Stahler D. R., Smith D. W., Earl D. A., Pollinger J. P., Wayne R. K. (2007). The genealogy and genetic viability of reintroduced Yellowstone grey wolves. *Molecular Ecology*. 1-23.
- Wilson E. O. (2000). L'enjeu écologique n°1. Entretien avec Olivier Postel-Vinay. *La Recherche*. 333, 14-17.
- Wolf C.M., Griffith B., Reed C., Temple S.A. (1996). Avian and mammalian translocations : update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*. 5, 1142–1154.

Références Internet :

- https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/coral_ecosystems.pdf
- <https://uicn.fr/liste-rouge-france/>
- https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2018-10/20181030_Living_Planet_Report-2018.pdf

Résumé

L'impact des activités humaines sur la planète et le danger à laquelle la biodiversité fait face est au cœur des discussions au XXI^e siècle. En effet, depuis la propagation de l'industrialisation, au XIX^e siècle, de nombreuses espèces animales et végétales se sont vues attribuées le titre d'espèces « menacées d'extinctions » par l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) et d'autres ont vu leur espèce disparaître (*Monachus tropicalis* ou *Zalophus japonicus*). Face à cela, une mentalité de conservation s'est développée dans les années 1960, afin de préserver la biodiversité. Des actions de conservation *in situ* et *ex situ* ont vu le jour pour permettre la survie des espèces en danger d'extinction ou en déclin. Dans la continuité, des programmes de réintroductions d'espèces ont été développés afin de permettre le retour de ces espèces dans leur aire de répartition historique où elles ont disparues. Cependant, si les échecs sont faciles à identifier dans certains cas (lorsque l'extinction est documentée), l'évaluation des succès peut nécessiter l'utilisation de divers critères (taux de survie ou de fécondité, tendance de la population, expansion spatiale, ...) pour déterminer si la population est autosuffisante ou non (Robert, 2009). De plus, les sciences de la conservation et de la réintroduction sont très jeunes et sont encore limitées en terme de données ou de vision à long terme, mais de plus en plus d'études rétrospectives ou d'études de modélisation sont faites ce qui permet d'améliorer les connaissances et les méthodes de réintroductions. C'est pourquoi, malgré quelques problèmes inattendus, un projet de réintroduction comme celui du loup gris (*Canis lupus*) au parc national de Yellowstone, lancé en 1995, a été bénéfique en terme de diversité génétique, spécifique et écosystémique, si bien que le loup gris n'est plus considéré comme une espèce menacée, en 2009.

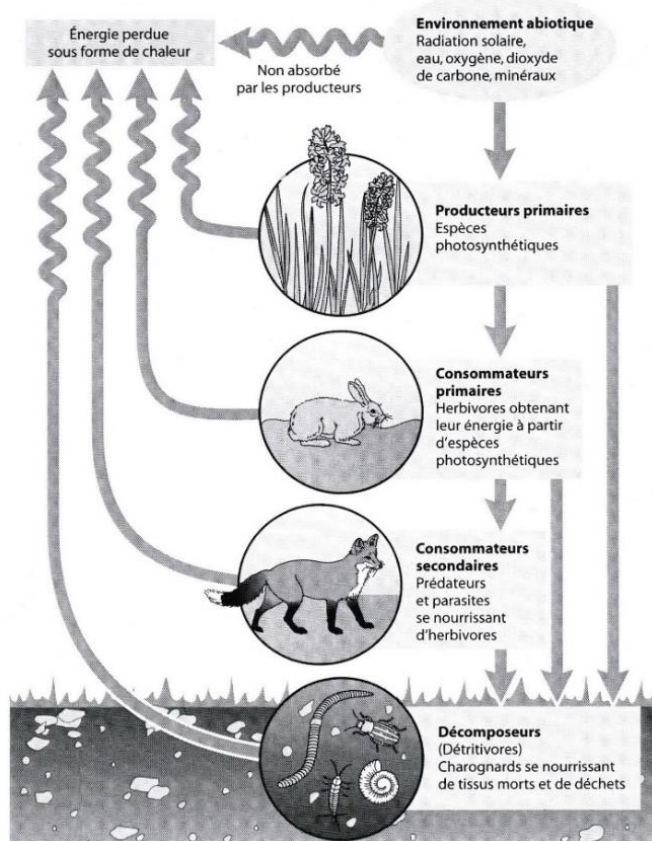
Mots-clés : Extinctions – Conservation – Réintroductions – Yellowstone – Biodiversité

Abstract

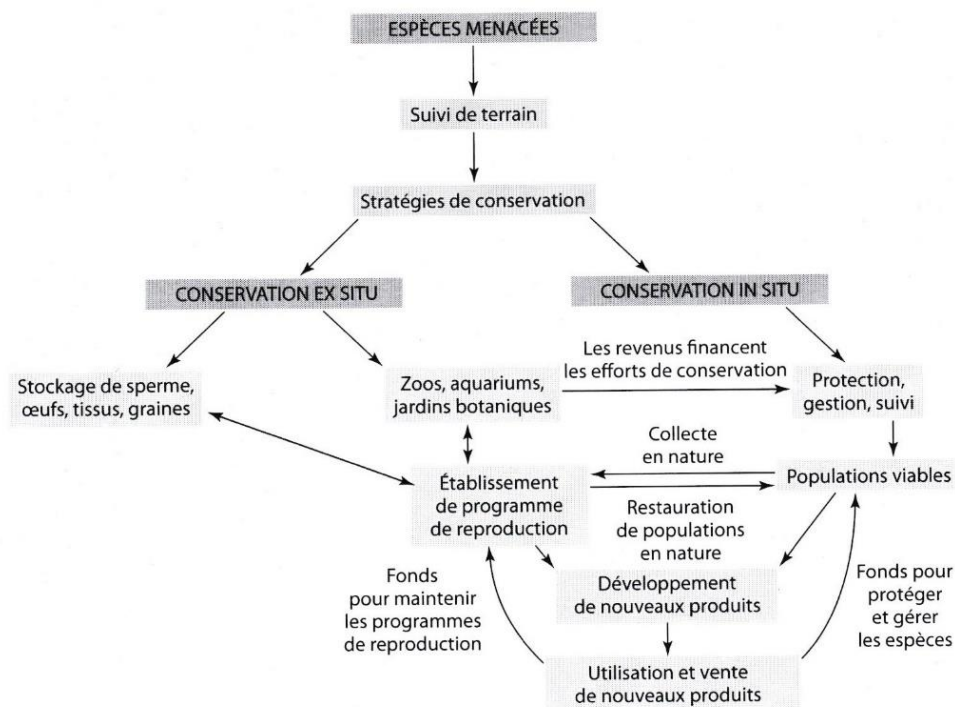
The impact of human activities on the planet and the danger facing biodiversity is at the heart of discussions in the 21st century. Indeed, since the spread of industrialisation in the 19th century, many animal and plant species have been classified as "endangered" by the IUCN (International Union for Conservation of Nature) and others have seen their species disappear (*Monachus tropicalis* or *Zalophus japonicus*). Faced with this, a conservation mentality developed in the 1960s in order to preserve biodiversity. *In situ* and *ex situ* conservation actions were initiated to ensure the survival of endangered or declining species. In the same vein, species reintroduction programmes were developed to allow the return of these species to their historical range where they had disappeared. However, while failures are easy to identify in some cases (when extinction is documented), the evaluation of successes may require the use of various criteria (survival or fecundity rate, population trend, spatial expansion, ...) to determine whether the population is self-sustaining or not (Robert, 2009). Moreover, conservation and reintroduction sciences are very young and are still limited in terms of data or long-term vision, but more and more retrospective studies or modelling studies are being done, which allows to improve knowledge and reintroduction methods. This is why, despite some unexpected problems, a reintroduction project such as that of the grey wolf (*Canis lupus*) in Yellowstone National Park, launched in 1995, has been beneficial in terms of genetic, specific and ecosystem diversity, so much so that the grey wolf is no longer considered a threatened species in 2009.

Key-words : Extinctions - Conservation - Reintroductions - Yellowstone – Biodiversity

Annexes



Annexe 1 Schéma qui représente un modèle d'un écosystème simplifié, dans lequel s'effectue des flux de matière et d'énergie qui relient chacun des acteurs entre eux (Primack *et al.*, 2012).



Annexe 2 Schéma qui représente les relations idéales s'établissant entre les formes de conservation *ex situ* et *in situ* pour la gestion d'espèces (Primack *et al.*, 2012).

| | | |
|---------------------------|-----|---|
| Etablissement pop. | Q1 | Comment la probabilité d'établissement est-elle affectée par la taille et la composition du groupe de relâchés ? |
| | Q2 | Comment la survie et la dispersion après la libération sont-elles affectées par la gestion avant et après la libération ? |
| Persistance pop. | Q3 | Les conditions de l'habitat sont nécessaires à la persistance de la population réintroduite ? |
| | Q4 | Comment la composition génétique affectera-t-elle la persistance de la population réintroduite ? |
| Métapopulation | Q5 | Quelle doit être l'ampleur des prélèvements sur les populations sources ? |
| | Q6 | Quelle est la répartition optimale des individus transférés entre les sites ? |
| | Q7 | Le transfert doit-il être utilisé pour compenser l'isolement ? |
| Ecosystème | Q8 | L'espèce/le taxon cible et ses parasites sont-ils indigènes à l'écosystème ? |
| | Q9 | Comment l'écosystème sera-t-il affecté par l'espèce cible et ses parasites ? |
| | Q10 | Comment l'ordre des réintroductions affecte-t-il la composition finale de l'espèce ? |

Annexe 3 Tableau qui classe les questions proposées par Armstrong et Seddon (2007) qui permettraient d'améliorer les stratégies de réintroduction, en fonction de trois échelles différentes : la population (séparée en deux : établissement et persistance de cette dernière), la métapopulation et l'écosystème.



Annexe 4 Carte qui montre l'état et la prédiction de l'expansion de la brucellose chez les wapitis autour du parc national de Yellowstone. « DSA » correspond à la zone de surveillance désignée (Mosley et Mudinger, 2018)