

ÉCOLOGIE APPLIQUÉE

ET CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ



Photo: © Klaus Robin

Sommaire

1. L'écologie et ses applications	5
1.1 Introduction	5
L'état de l'environnement et des ressources naturelles	5
Repères historiques	6
Définitions et objectif	7
1.2 La conservation de la biodiversité	7
Valeur de la biodiversité	7
Quantification et description de la biodiversité	9
Objectifs de la conservation de la diversité biologique	11
1.3 Principes	12
L'espèce comme unité de base en écologie appliquée	12
Principe général du processus de la gestion	12
Elaboration d'un plan d'action, l'exemple du rôle des genêts <i>Crex crex</i>	13
1.4 La dimension humaine: l'exemple des grands carnivores	14
Le retour des grands carnivores	14
L'analyse des conflits	15
2. La gestion des populations	16
2.1 Dynamique des populations et limites à la gestion	16
2.2 Le statut des espèces à gérer	17
Listes rouges, espèces menacées, UES	17
2.3 L'état de référence: estimation des effectifs et inventaires	19
2.4 Mesures de gestion	19
Généralités sur les méthodes	19
Régulation d'espèces abondantes, l'exemple du sanglier <i>Sus scrofa</i>	20
Gestion stabilisatrice, l'exemple du bouquetin <i>Capra ibex</i>	22

Espèces menacées d'extinction, l'exemple de la loutre <i>Lutra lutra</i>	23
2.5 Suivi des effectifs et indices d'abondance	26
2.6 Les deux paradigmes de la biologie de la conservation	28
Populations minimales viables, analyses de viabilité des populations	28
Complémentarité des deux paradigmes (déclin et viabilité)	31
Les analyses de risques comme aide à la décision	31
3. La fragmentation des habitats et la gestion de l'espace	33
3.1 La fragmentation et son influence écologique	33
Types de fragmentation et problèmes d'échelle	33
Réseaux écologiques et corridors à faune	35
Fragmentation et métapopulations	38
3.2 Planification des réserves naturelles	40
Typologie et fonctions des réserves	40
Objectifs de protection et plans de gestion	41
Systèmes de planification des réseaux de réserves	42
4. La gestion des communautés et biotopes	45
4.1 Délimitation, typologie et caractéristiques des communautés et biotopes	45
Généralités sur les typologies et unités de mesure	45
Caractéristiques des communautés	45
Typologie des biotopes	48
Valeur écologique d'un biotope	48
4.2 Stratégies de gestion et de conservation	49
Problématique du dynamisme de la nature	49
Gestion de la diversité spécifique à l'échelle locale	50
Espèces envahissantes, neozoa et neophyta	51
La gestion des biotopes dans la pratique: principes	52
4.3 Contrôle et monitoring de la biodiversité	54
Indicateurs d'état, de pression et de réponse	55
Espèces indicatrices, espèces parasol et espèces-clef	56

5. Impacts sur l'environnement et mesures de conservation biologique	58
5.1 Pollution et gestion des eaux de surface	58
Qualité de l'eau (types de pollutions)	58
Débits	61
Morphologie des cours d'eau et restauration écologique	62
5.2 Développement urbain : problématique de la référence glissante	63
5.3 Agriculture et milieu forestier	63
Impacts des activités agricoles et forestières	63
Défis des nouvelles politiques agricoles et forestière	66
La déforestation au niveau planétaire	68
6. L'écologie globale	70
6.1 Conservation à l'échelle du paysage	70
6.2 Conservation à l'échelle planétaire: les stratégies internationales	71
Les grandes conventions internationales	71
L'agenda 21 et la convention sur la diversité biologique	71
6.3 Evolution globale de l'environnement et de la biosphère	72
Effets du réchauffement climatique sur la faune et la flore	72
La notion de développement durable	74
7. Le cadre professionnel	76
7.1 Législations suisse et européenne (survol)	76
7.2 Procédures administratives, rôle des différents acteurs	78
7.3 Structures professionnelles et responsabilité scientifique	80
7.4 Besoins du futur	81
Bibliographie	84
Liste des espèces citées en exemple	94
Documentation	94

1. L'écologie et ses applications

1.1 Introduction

L'état de l'environnement et des ressources naturelles

Notre environnement est très fortement influencé par les activités humaines. L'ampleur de ce phénomène est en relation directe avec le développement de la population et la sollicitation des ressources naturelles qui en découle. En 1993, il a été estimé que 245'000 enfants naissent par jour sur la planète. La population mondiale a dépassé les 6 milliards aux environs du 12 octobre 1999 (Wilson 2002) et atteindra 9,1 milliards d'êtres humains à l'horizon 2050, selon un rapport démographique des Nations présenté en 2005.

Depuis les années 1970, mais surtout depuis les années 1990, il y a une prise de conscience de la gravité de l'influence de l'homme sur son environnement. Quelques exemples :

- La pollution de l'air pose désormais des problèmes globaux et difficiles à maîtriser, comme le réchauffement de l'atmosphère, dont la température moyenne pourrait augmenter de 1,8 à 4 °C d'ici à 2090 environ et dont les conséquences écologiques seront considérables (voir aussi: www.ipcc.ch/, pour le dernier rapport intergouvernemental sur le changement climatique).
- Les sols se dégradent en raison d'un usage trop intense par le pâturage, le déboisement et les activités agricoles, à raison de quelques 10 millions d'hectares par an. Les zones arides de la planète sont les plus vulnérables à ce phénomène et sont touchées par un phénomène croissant de désertification (voir aussi: www.idrc.ca/fr/ev-92240-201-1-DO_TOPIC.html).
- La consommation mondiale annuelle d'eau douce a doublé entre les années 1960 et les années 1990 (2000 à 4000 milliards de m³ par an); elle est accompagnée de multiples problèmes de pollution de cette ressource et d'une grave crise de la gestion des ressources en eau au niveau mondial (voir aussi: www.unesco.org/water/).
- Le volume mondial des prises de poissons par la pêche a également doublé au cours de la même période (55 à 110 millions de tonnes); le seuil de surpêche est atteint pour de nombreuses espèces (voir aussi l'article du Dr Daniel Pauly, spécialiste réputé des ressources halieutiques de la planète : <http://www.tnr.com/article/environment-energy/aquacalypse-now?page=0,0>) et les ressources piscicoles mondiales sont désormais sévèrement mise en danger par les impacts humains (Worm et al. 2006).
- La biodiversité diminue : on estime le taux actuel d'extinction des espèces comme étant environ entre 50 à 1000 fois supérieur à celui existant avant l'apparition de l'homme. Le déclin est actuellement estimé à environ 8 % du total des espèces par décennie (moyenne des estimations publiées, voir tableau 1.1). Cette diminution est généralement directement liée à une intensification des activités humaines (voir Hanley et al. 2008, pour un exemple européen précis).

C'est dans ce contexte que l'écologie appliquée peut apporter une analyse scientifique d'un certain nombre de problèmes et formuler des solutions pour la gestion des ressources naturelles, la santé des écosystèmes et la conservation des espèces.

Tableau 1.1.- Estimations du taux actuel d'extinction des espèces (d'après Stork 1997)

Estimation	% de perte globale par décade	Méthode d'estimation	Référence *
1 mio d'espèces entre 1975 et 2000	4	Extrapolation à partir de données du passé	Myers (1979)
15 - 20 % des espèces entre 1980 et 2000	8 - 11	Relation aire-espèces et pertes de surface forestière	Lovejoy (1980)
50 % des espèces aux environs de 2000, 100 % en 2010 - 2025	20 - 30	Hypothèses diverses	Ehrlich & Ehrlich (1981)
9 % d'extinction aux environs de 2000	7 - 8	Comme Lovejoy (1980), autres données sur la perte de surface forestière	Lugo (1988)
12 % des plantes néotropicales et 15 % des oiseaux du bassin de l'Amazone	- . -	Relation aire-espèces	Simberloff (1986)
2000 espèces de plantes par an (zones tropicales et subtropicales)	8	Perte de la moitié des espèces de la surface déboisée d'ici à 2015	Raven (1987)
25 % des espèces entre 1985 et 2015	9	Comme Raven (1987)	Raven (1988a,b)
Au moins 7 % des espèces végétales	7	Perte de la moitié des espèces de hot-spots couvrant 3,5% de l'aire forestière	Myers (1988)
0.2 à 0.3 % par an	2 - 6	Hypothèse sur la perte des espèces endémiques des forêts tropicales humides	Wilson (1988, 1989, 1993)
2 à 13 % d'extinction entre 1990 et 2015	1 - 5	Relation aire-espèces	Reid (1992)
Listes rouges de taxons choisis (plantes, oiseaux et mammifères)	1 - 10	Extrapolation basée sur les taux d'extinction connus (mesurés)	Smith et al. (1993a,b)
Listes rouges de taxons choisis (vertébrés)	0.6 - 5	Ajustement de fonctions d'extinction aux données des listes rouges	Mace (1994)

* Pour plus de détails sur les sources, voir la bibliographie dans Stork (1997).

Repères historiques

Dès son origine, l'écologie a été confrontée à des questions appliquées. L'émergence de l'écologie appliquée comme discipline académique et professionnelle est toutefois récente. Quelques repères historiques:

- Fin du XIXème siècle - Autonomie de l'écologie en tant que discipline scientifique.
- 1913 - Fondation de la British Ecological Society et du Journal of Ecology.
- 1927 - Parution de "Animal Ecology" de Charles Elton, avec des exemples de systèmes écologiques ayant un intérêt économique (réseau trophique du hareng).

- 1964 - Lancement du Journal of Applied Ecology.
- 1967 - Parution de "The theory of island biogeography", de R. H. MacArthur et E. O. Wilson.
- 1988 - Parution de "Biodiversity", ouvrage collectif édité par E. O. Wilson, premier ouvrage de synthèse sur le sujet, qui lance le concept de biodiversité.
- 1992 - Sommet de la Planète Terre à Rio, signature de la convention internationale sur la diversité biologique.
- 2002 - Sommet mondial sur le développement durable à Johannesburg.
- 2008 - World Conservation Congress à Barcelone, 136 résolutions et recommandations adoptées

Définitions et objectif

L'écologie appliquée est la science qui traite de l'évolution, sous l'influence de l'homme, des relations qu'entretiennent les organismes vivants entre eux et avec leur milieu.

En sciences appliquées, des réponses doivent être apportées à des questions concrètes, généralement posées pour des motifs techniques, économiques ou politiques. L'écologie appliquée s'attache donc principalement à répondre à des questions liées à l'influence de l'homme sur les espèces et les écosystèmes, qu'il s'agisse d'optimiser l'exploitation des ressources naturelles ou d'assurer leur meilleure conservation.

La science appliquée s'oriente essentiellement vers la recherche de solutions, alors que la science fondamentale ne connaît en principe pas de contraintes à son champ d'investigation et porte l'accent sur l'originalité des questions posées. Pour lier recherche fondamentale et appliquée en écologie, il faut donc poser des questions innovatrices pouvant apporter des réponses aux questions urgentes posées par la pratique.

L'objectif de ce cours est de proposer une vue d'ensemble sur la pratique de la conservation de la biodiversité, en abordant successivement les différents niveaux d'approche que sont les échelles de la population, des communautés, des biotopes et du paysage, pour ensuite évoquer les approches globales et un certain nombre d'enjeux liés à la pratique professionnelle de la conservation biologique.

1.2 La conservation de la biodiversité

Valeur de la biodiversité

La biodiversité peut être décrite en termes de valeurs: une valeur intrinsèque, fondamentale, liée à la signification sociale de l'idée de nature, et une valeur économique, au sens large du terme.

Hans Ruh (1995) montre que l'attachement de l'homme à la nature vient de ce qu'elle est un élément intangible de l'environnement, lui permettant de s'orienter au cours de son existence. En effet, l'homme étant capable d'orienter son destin, la nature devient l'un de ses points de repère essentiels. La biodiversité étant l'une des représentations de la nature dans la société actuelle, on peut admettre qu'elle fait partie intégrante de l'idée de nature, ce qui tend vers une forme de synonymie entre ces deux notions.

Par une approche très différente du spécialiste de l'éthique sociale qu'est Ruh, le biologiste E. O. Wilson (1997) attribue une valeur intrinsèque à la biodiversité par le biais de l'hypothèse de biophilie. Cette hypothèse stipule que l'homme, qui a évolué pendant des millénaires au contact de la nature, entretient un certain nombre de relations émotionnelles et innées avec elle.

La crainte des serpents est un exemple qui illustre ces relations innées de l'homme avec la nature, dans ce cas par le biais d'une réaction innée de type phobique. Pour Wilson, du fait de cette relation fondamentale avec les autres espèces, par l'accroissement de sa connaissance de la nature, l'homme est nécessairement amené à développer une éthique de respect de la nature et de la biodiversité.

Ces deux exemples illustrent "l'impression que la nature possède une certaine valeur *en elle-même*" (Ferry 1992, p. 239), c'est-à-dire une valeur fondamentale. Cette approche a été développée par Vilkkka (1997) également, et on en trouve des traces antérieures, par exemple dans le projet d'une éthique des territoires naturels, telle que l'envisageait Leopold (1949).

L'intérêt pour la valeur intrinsèque de la biodiversité n'est pas purement académique. La valeur accordée par un groupe social à la nature permet en effet d'expliquer sa perception des problèmes et ses prises de décision en relation avec l'application de politiques territoriales et environnementales (Winter 2005).

La valeur économique de la biodiversité peut être décrite sous la forme de valeurs utiles, ou instrumentales, et de valeurs virtuelles (Fig. 1).

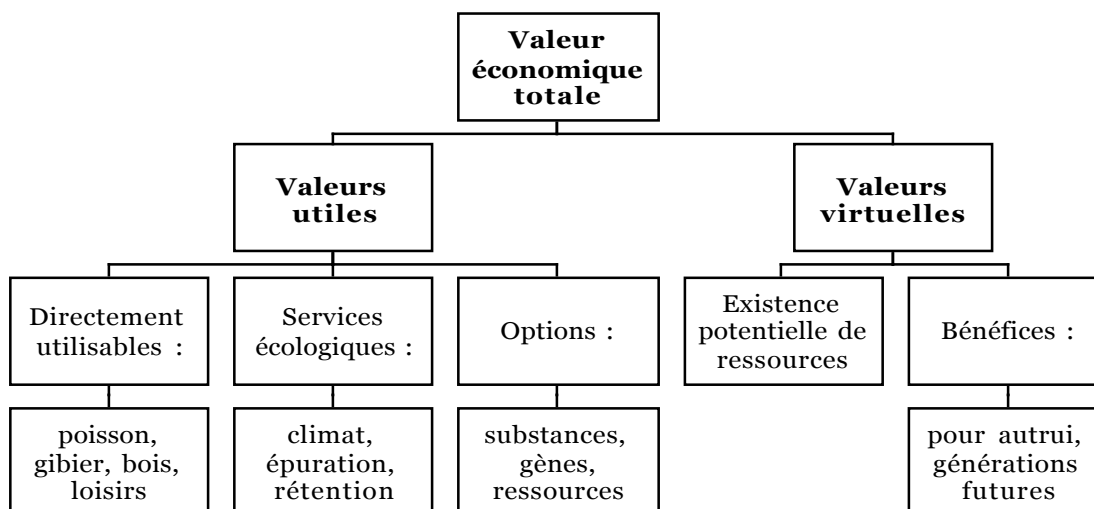


Fig. 1.- La valeur économique totale de la biodiversité (adapté de Edwards & Abivardi 1998)

Parmi les valeurs utiles, on citera par exemple les ressources naturelles directement exploitables, comme les ressources biochimiques ayant une utilité pharmacologique. C'est le cas de la cyclosporine, un agent essentiel dans toute transplantation d'organes et qui a été découvert dans un champignon, en Norvège. Un autre exemple: un puissant inhibiteur du SIDA, la (+)-calanolide, issu des résultats de récentes campagnes de bioprospection à Bornéo et qui est produit par un arbre, le *Calophyllum lanigerum* var. *austrocoriaceum* (Wilson 2002).

Les valeurs utiles comprennent également les services des écosystèmes. Ces services peuvent être définis comme les processus écologiques ayant des retombées favorables pour la société (Luck *et al.* 2003). Il s'agit, par exemple, de :

- la production d'oxygène,
- l'épuration des eaux,

- la limitation de l'érosion des sols,
- la fertilisation des plaines alluviales,
- la formation des sols (fertilité, compostage),
- la pollinisation,
- la production de ressources renouvelables,
- la production de bien-être, par le contact avec les espaces naturels et le paysage.

Le lien entre ces services et la biodiversité au sens strict n'est pas toujours évidente, certains processus dépendant davantage de la biomasse que de la diversité spécifique (Lerdau & Slobodkin 2002). L'intérêt de l'approche fondée sur les services des écosystèmes est d'offrir un cadre d'analyse global, qui peut conduire à formuler des solutions économiquement rationnelles à des problèmes environnementaux (Chee 2004; voir aussi l'analyse coûts-bénéfices appliquée à des alternatives de gestion des ressources en eau d'un vaste territoire, décrite par van Wilgen *et al.* 1998).

Les valeurs virtuelles renvoient davantage à une notion de valeur patrimoniale, donc héritée et transmissible aux générations futures, tout ayant une valeur pour la collectivité. Cette valeur peut être exprimée en termes économiques, comme le montre la synthèse de différentes enquêtes destinées à déterminer combien une personne serait prête à payer pour maintenir une espèce ou un paysage remarquables (exemples, en dollars US par an et par personne, cités par Heywood & Watson 1996: 18.5 pour le grizzly, 9.3 pour la baleine bleue, 27 pour la vue du Grand Canyon).

Quantification et description de la biodiversité

La biodiversité est un concept très large. Il est usuellement admis de distinguer des niveaux de diversité au sein de ce concept, dont les principaux sont:

- La diversité génétique, propre à chaque espèce; différentes mesures ont été proposées (taux d'hétérozygotie, etc.).
- La diversité spécifique, mesurée par le nombre d'espèces ou les indices de diversité.
- La diversité des biotopes et écosystèmes, mesurée de manière analogue à la diversité spécifique. On distingue par ailleurs la diversité α (au sein d'un biotope), β (total local pour un type de biotope) et γ (total à l'échelle régionale).

A ces trois composantes principales, illustrées par quelques exemples au tableau 1.2, il faut ajouter:

- La disparité spécifique (terminologie S. J. Gould) ou diversité phylogénétique, comme complément évolutif à la diversité spécifique (voir par exemple Witting & Loeschke 1995); cette composante fait aujourd'hui l'objet de nombreuses investigations et est largement considérée comme insuffisamment prise en compte par les politiques de conservation de la biodiversité.
- La diversité fonctionnelle au sein d'une communauté ou encore la diversité des processus écologiques (voir Diaz & Cabido 2001, pour une revue).

Trois problèmes se posent lorsque l'on veut quantifier la biodiversité de manière globale :

- Le nombre total d'espèces décrites ne correspond pas au nombre total d'espèces existant effectivement, ce qui traduit le problème des limites à la connaissance de la diversité des espèces, notamment dans les écosystèmes tropicaux (tableau 1.3).

Tableau 1.2.- Exemples d'applications pratiques des trois principales mesures de la diversité

Diversité génétique	Diversité spécifique	Diversité des biotopes et écosystèmes
<p>La conservation du lynx en Europe centrale est confrontée au problème de l'origine génétique commune des individus réintroduits dans les Alpes et des effets négatifs possibles de la consanguinité.</p> <p>La mesure de la diversité génétique au sein des différentes populations européennes a permis de montrer que ce problème est important pour la conservation à long terme et doit donc être intégré aux plans de gestion de l'espèce.</p>	<p>L'inventaire de la diversité des espèces d'un milieu est un critère pour établir sa valeur en termes de conservation de la nature.</p> <p>Ainsi, en Suisse, les sites de reproduction de batraciens d'importance nationale ont notamment été sélectionnés sur la base du critère de richesse spécifique des différents sites inventoriés.</p>	<p>Un inventaire des biotopes du canton de Vaud, qui donne une liste indicative des espèces trouvées dans chaque biotope, ainsi qu'une carte des différents biotopes par commune, a été établi.</p> <p>Différents types de diversité peuvent être évalués à partir d'un tel document, ce qui permet de caractériser la diversité en biotopes de différentes régions et de définir des régions prioritaires pour les actions de conservation.</p>

Tableau 1.3.- Nombre approximatif d'espèces décrites (exprimé en milliers d'espèces) dans les principaux groupes d'organismes vivants et nombre d'espèces estimé (d'après Newman 1993 et Heywood & Watson 1996). NB. Au cours de la dernière décennie des années 1990, environ 13000 nouvelles espèces ont été décrites par an, dont 7500 insectes.

Groupe	Décrites	Estimé	Groupe	Décrites	Estimé
Mammifères	4		Angiospermes	250	
Oiseaux	9		Gymnospermes	1	
Reptiles	6		Bryophytes	17	
Amphibiens	4		Plantes (total)	270	320
Poissons téléostéens	19		Champignons	50	1500
Chordés (total)	45	50	Cyanobactéries	2	
Crustacés	40	150	Bactéries	4	1000
Insectes	750	8000	Virus	4	400
Mollusques	50	200			
Total des espèces	1750	13620 (3635 - 111655)			

- La quantification de la diversité pose des problèmes fondamentaux d'échelle d'analyse, dans l'espace (échelles de taille des organismes) et dans le temps (échelles de temps sur lesquels les mécanismes de régulation de la diversité agissent).
- La diversité est de nature dynamique et présente des variations apparentes au cours du temps, en particulier du fait des stades dormants de développement, de la saisonnalité et des migrations (Fig. 1.2).

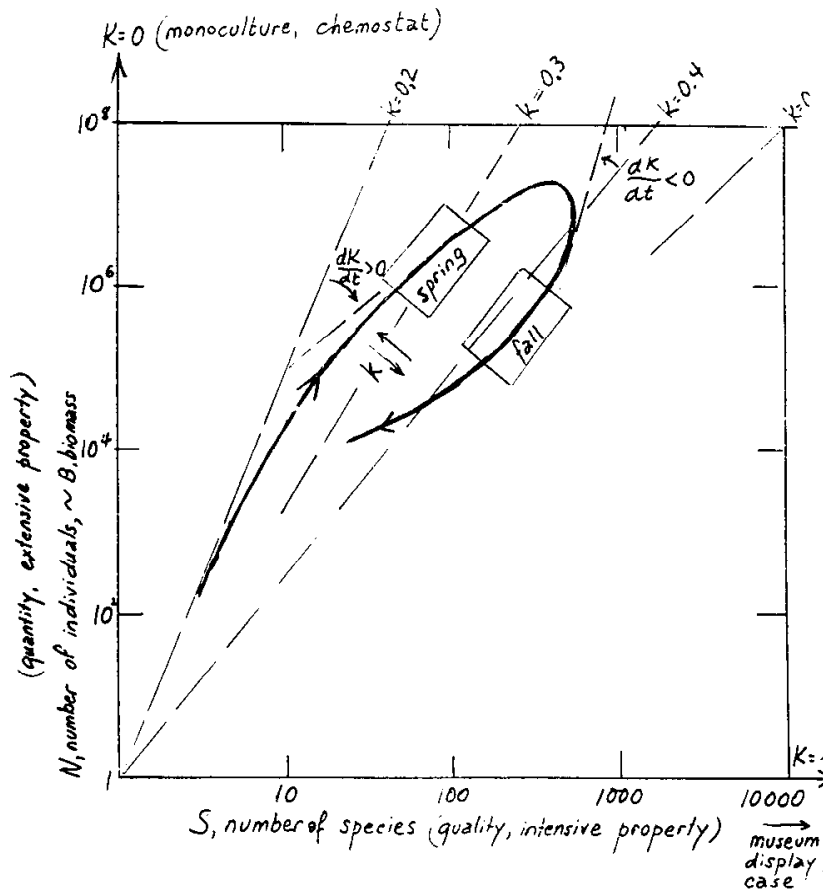


Fig. 1.2.- Modèle graphique de la variabilité de la diversité spécifique. La relation entre diversité spécifique (S) et nombre d'individus (N) met en évidence la variabilité qui peut exister au sein d'un écosystème tempéré par exemple. La mesure de la diversité utilisée dans ce graphique est $K = \log S / \log N$ (Extrait de Margalef, 1989).

Objectifs de la conservation de la diversité biologique

E.O. Wilson (2002) a formulé des recommandations concernant la stratégie à suivre à l'avenir pour assurer la conservation d'un maximum d'espèces et de milieux. Ces recommandations constituent en quelque sorte les objectifs à atteindre pour la conservation de la diversité biologique. Elles sont résumées ci-dessous sous la forme de 12 types d'actions, qui nécessitent de nombreuses compétences professionnelles, mais dont les sciences biologiques constituent une des bases conceptuelles premières:

1. Assurer immédiatement la protection des "hotspots" planétaires de la biodiversité.
2. Protéger de manière intégrale les 5 derniers grands massifs forestiers (1. Amazonie, 2. Afrique centrale, 3. Nouvelle Guinée, 4. Alaska-Canada et 5. Russie-Scandinavie).

3. Supprimer immédiatement l'exploitation des écosystèmes forestiers encore intacts.
4. Mettre partout la priorité sur les lacs et rivières (systèmes aquatiques).
5. Définir avec précision les "hotspots" de la biodiversité marine.
6. Acheter le relevé de la biodiversité planétaire, afin d'optimiser les efforts de conservation.
7. Faire usage des technologies de SIG pour assurer une couverture exhaustive des écosystèmes à protéger par une stratégie globale.
8. Rendre les efforts de conservation rentables économiquement.
9. Intégrer la biodiversité comme un paramètre-clef de l'économie mondiale.
10. Initier des efforts de restauration écologique afin d'augmenter la surface des zones consacrées à la conservation de la diversité biologique.
11. Augmenter la capacité des zoos et jardins botaniques à assurer la reproduction d'espèces menacées d'extinction.
12. Soutenir toute forme d'effort de limitation de la croissance de la population mondiale.

Selon Wilson, il convient en outre de soutenir toutes les initiatives en matière de conservation de la biodiversité, qui, pour atteindre leur but, doivent pouvoir compter sur les organisations non-gouvernementales (ONG), le secteur des entreprises privées et le secteur public.

1.3 Principes

L'espèce comme unité de base en écologie appliquée

Par rapport aux paramètres génétiques ou aux biotopes et écosystèmes, plusieurs arguments sont en faveur de l'espèce comme unité de base en écologie appliquée et, en particulier, pour la conservation de la biodiversité :

- l'espèce est biologiquement définie (faible ambiguïté),
- la notion d'espèce est comprise intuitivement par une majorité de personnes,
- l'espèce pose peu de problèmes de définition juridique,
- une perte définitive d'une espèce (extinction) est irréparable.

Principe général du processus de la gestion

En écologie appliquée, outre les démarches consistant, par une méthodologie scientifique adéquate (expérimentation, etc.), à apporter des réponses à des questions particulières, une part importante du travail consiste à gérer, au cours du temps, des populations ou des ensembles de biotopes. Pour ces derniers cas, le principe du processus de gestion est simple et se résume à trois étapes-clef (Fig. 1.3):

- Définir l'état de référence de la population ou des milieux,
- Planifier puis exécuter les mesures permettant de modifier l'état de référence dans le sens voulu,
- Contrôler le succès des mesures et retourner au point 1 (processus itératif).

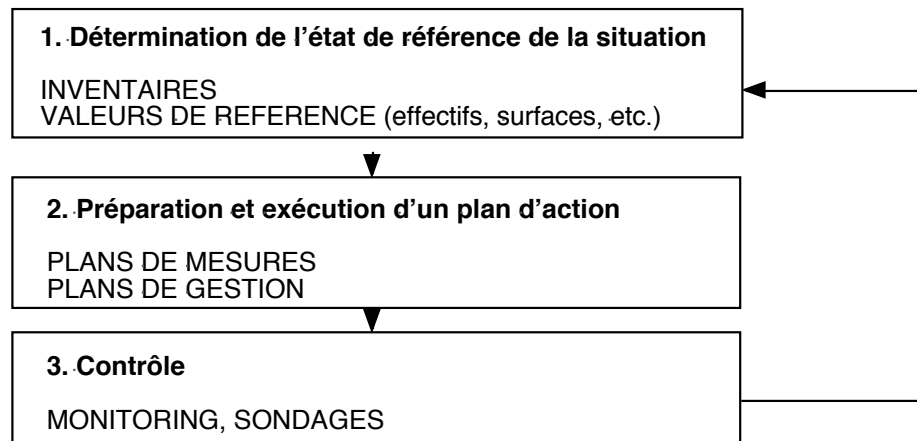


Fig. 1.3.-. Principe général du processus itératif de gestion, applicable aussi bien à la gestion d'espèces que d'habitats ou biotopes.

Elaboration d'un plan d'action, l'exemple du rôle des genêts *Crex crex*

La prise de mesures en zone agricole (prairies de fauche) pour la protection du rôle des genêts est un exemple qui montre que le processus de gestion engendre une série d'étapes et de décisions à prendre que l'on retrouvera dans la plupart des cas de figure de la pratique, au niveau de l'étape 2 (Fig. 1.4).

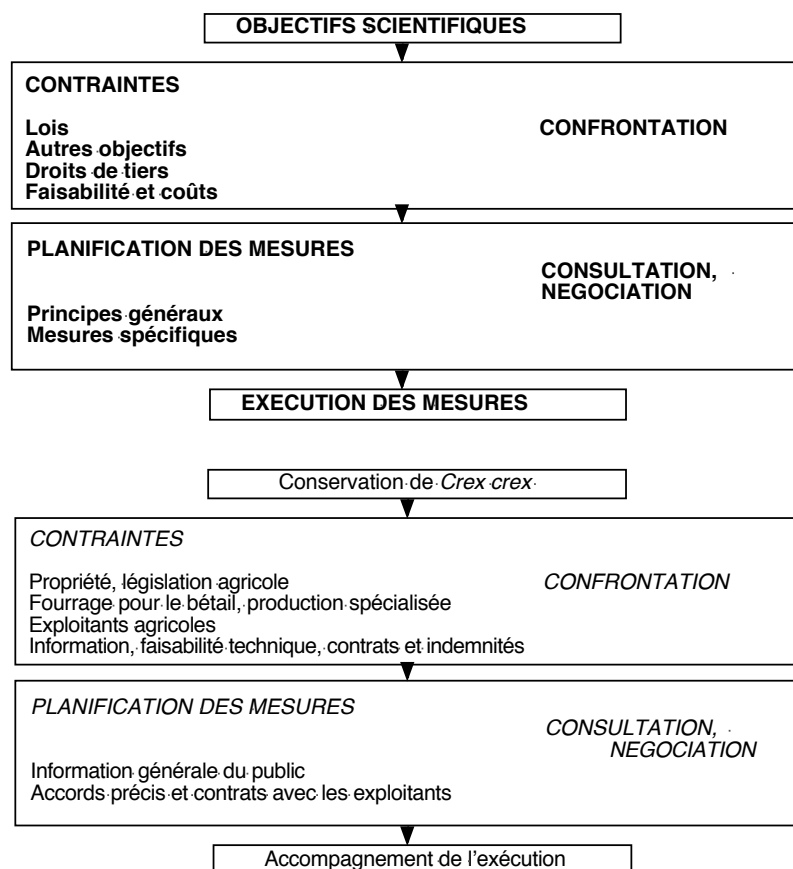


Fig. 1.4.-. Détail de la phase de planification et d'exécution des mesures (case 2) de la Fig. 1.3 (haut de la figure, en gras) et application au cas des mesures de conservation du rôle des genêts (*Crex crex*) à la Vallée de Joux (bas de la figure).

La conservation du rôle des genêts découle d'un programme-cadre commun à la Station ornithologique suisse de Sempach et à l'ASPO (Birdlife International) en collaboration avec l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) et les autorités cantonales. Dans différents sites de Suisse, lorsque des mâles ont été recensés, des accords sont passés avec les exploitants agricoles pour retarder ou modifier la fauche de leurs prairies, biotope indispensable à la nidification de l'espèce (qui est désormais absente du canton de Vaud, où les actions menées n'ont pas suffi à maintenir une nidification régulière).

1.4 La dimension humaine: l'exemple des grands carnivores

Les problèmes de faisabilité liés à des conflits d'intérêt se présentent dans la plupart des dossiers de conservation de la biodiversité. En les identifiant avant de formuler les mesures définitives à prendre, on augmente les chances d'aboutir à une réalisation des objectifs. Dans la phase d'élaboration et de planification des mesures, il convient donc de procéder à une analyse préalable des contraintes à respecter puis d'envisager, en fonction des consultations et négociations qui doivent être menées (prise en compte de la dimension humaine), toutes les conséquences de chaque option.

On peut ainsi prévoir les différents scénarios dans lesquels on peut se trouver au terme de l'élaboration des mesures et déterminer à l'avance quelles décisions devraient être prises, ainsi que leurs avantages et inconvénients.

Cette phase de la démarche, qui combine les analyses de décision (comparaison des variantes) et de la dimension humaine (prise en compte des opinions des acteurs, démarches participatives et analyse des conflits), est un élément important du succès de tout mise en place d'un projet de gestion de la biodiversité (Lowe et al. 2009).

Afin de l'illustrer, un résumé de l'exemple des grands carnivores est présenté ci-dessous, suivi d'une brève présentation du principe de l'analyse des conflits appliquée au cas du lynx.

Le retour des grands carnivores

Depuis la réintroduction du lynx en Suisse, qui a débuté en 1971, le thème du retour des grands carnivores n'a cessé de prendre de l'ampleur. Le phénomène est d'ailleurs plus général, le retour des grands carnivores étant observé à l'échelle de l'ensemble des Alpes (Breitenmoser 1998) et même de toute l'Europe (Enserink & Vogel 2006), constituant le volet européen de la problématique mondiale que constitue la coexistence de l'homme et des grands prédateurs.

Les principales étapes du retour des grands carnivores peut être résumé comme suit pour les trois principales espèces, toutes présentes dans le massif des Alpes.

Le lynx (*Lynx lynx*). Espèce historiquement refoulée de tout l'ouest et le sud de l'Europe, elle s'est maintenue sous la forme de populations relictuelles dans les Balkans et le nord de l'Europe (pays Baltes et Scandinavie), ainsi que dans les Carpates. Dès les années 1970, des tentatives de réintroduction ont eu lieu dans les différents pays du massif des Alpes. Depuis, les populations des différentes régions de l'Europe se sont stabilisées. Des conflits de coexistence avec l'homme, notamment avec les milieux de l'élevage du menu bétail et de la chasse ont régulièrement été constatés dans la plupart des populations. Ces conflits ont parfois été exacerbés, comme lorsque la population de lynx des Préalpes vaudoises, fribourgeoises et bernoises a connu un niveau de densité relativement élevé, à la fin des années 1990, soit simultanément à une période de fort développement de l'élevage du mouton en altitude. Actuellement, les conflits d'intérêt locaux, ainsi que les actes de braconnage se poursuivent, malgré la mise en place de stratégies de conservation comme le Concept Lynx Suisse, document légal développé à la fin des années 1990 par les autorités pour répondre aux conflits liés à la présence de l'espèce en Suisse.

Le loup (*Canis lupus*). Espèce historiquement refoulée elle aussi, ses populations se sont maintenues en Espagne, en Italie, dans tout l'est de l'Europe, ainsi qu'en Scandinavie. Son retour naturel en Suisse a été prévu par les spécialistes dès le début des années 1990, sur la base de la croissance et de l'extension constatées de la population italienne. Ce retour naturel se poursuit aujourd'hui, la première observation de cette progression en Suisse datant de 1994, dans le Val Ferret. Depuis, plusieurs preuves formelles de la présence du loup ont conduit à l'établissement du Concept Loup Suisse, conçu dans le sillage du document concernant le lynx et qui jette les bases de la gestion d'une coexistence avec l'homme dans les Alpes helvétiques. Cette coexistence s'annonce possible au prix d'un bon investissement dans les mesures d'information, de prévention et de gestion de la population de loups.

L'ours brun (*Ursus arctos*). Présent dans l'est et le nord de l'Europe, l'espèce est également présente sous la forme de populations relictuelles dans les Monts Cantabriques, les Pyrénées, les Apennins et le nord de l'Italie (Trentin), ainsi qu'en Autriche. Une progression naturelle est prévue à long terme en direction de la Suisse en provenance des populations de l'est du massif Alpin. Toutefois, la réintroduction, de 1999 à 2002, de dix ours prélevés en Slovénie pour renforcer la population du Trentin (7 femelles et 3 mâles), a conduit à la visite d'un individu en territoire helvétique le 25 juillet 2005, sur le territoire du Parc National Suisse. Depuis, un Plan Ours Suisse a également été développé par les autorités fédérales. Sur les deux ours ayant rejoint la Suisse, un seul est encore en vie depuis le 14 avril 2008, date à laquelle l'un des deux ours a été abattu sur autorisation de la Confédération (pour plus d'information voir: <http://www.bafu.admin.ch/tiere/09262/09285/09288/index.html?lang=fr>).

L'analyse des conflits

Au stade de l'élaboration et de la planification des mesures de gestion, l'analyse des conflits est une approche précieuse, qui s'impose même dans des cas aussi conflictuels que ceux de la coexistence de l'homme avec les grands carnivores. Ces conflits peuvent en effet être de diverses natures, quatre cas de figure principaux étant généralement identifiés (Bath, 1999). Ils sont illustrés ci-dessous par des exemples issus de la gestion du lynx en Suisse.

- Le conflit cognitif. Une donnée ou une mesure étant mal comprise ou contestée par l'une des parties, le conflit provient d'une divergence sur la compréhension de l'information de base - exemple: quel est le nombre de lynx présents dans les Préalpes vaudoises ?
- Le conflit de valeurs. Les parties sont d'accord sur la donnée de base, mais divergent sur son interprétation ou sur la nécessité de certaines mesures de gestion - exemple: le tir d'un lynx peut être autorisé s'il tue de nombreux moutons, mais doit-on également l'autoriser en cas d'impact important sur le chevreuil et le chamois ?
- Le conflit de principe sur les coûts / bénéfices. Les parties divergent sur la manière dont une mesure doit être appliquée - exemple: modifier le seuil pour l'autorisation du tir d'un lynx tuant régulièrement des moutons ou protéger activement les troupeaux de moutons par le recours à des chiens de protection ?
- Le conflit de comportement. L'une des parties n'ayant pas confiance en l'une des autres parties ou étant en conflit idéologique avec elle, elle prend une attitude d'opposition de principe à l'application d'une mesure soutenue par l'autre partie.

Les lignes qui précèdent ne constituent qu'une première introduction à la problématique de la dimension humaine dans le cas de la gestion des grands carnivores. Comme pour tous les chapitres de ce cours, de plus amples informations peuvent être obtenues en ligne, sur la page des liens du cours d'écologie appliquée du site www.econeet.net.

2. La gestion des populations

2.1 Dynamique des populations et limites à la gestion

L'effectif d'une population peut globalement rester stable, augmenter ou diminuer. La gestion d'une population consiste donc essentiellement à prendre des mesures pour influencer l'effectif dans le sens de la stabilité, de l'augmentation ou de la diminution. Les populations réelles connaissent cependant des dynamiques souvent assez complexes, avec des variations périodiques ou aléatoires qui compliquent la compréhension de l'évolution de l'effectif et donc la prise de mesures de gestion. Ceci provient du fait que les populations réelles sont influencées par des facteurs :

- exogènes, qui ne dépendent pas de la densité;
- endogènes, qui dépendent de la densité.

Ainsi, une dynamique chaotique peut être provoquée uniquement par des facteurs endogènes indépendants des facteurs extérieurs du milieu (définition du chaos: fluctuations limitées et caractérisées par une forte dépendance des conditions initiales; voir Fig. 2.1). Dans un tel cas, la prise de mesures de gestion, qui s'exercent avant tout sur les effectifs et les facteurs exogènes, peut s'avérer peu efficace. Il existe donc une limite à la prévisibilité des effectifs futurs et donc à leur gestion.

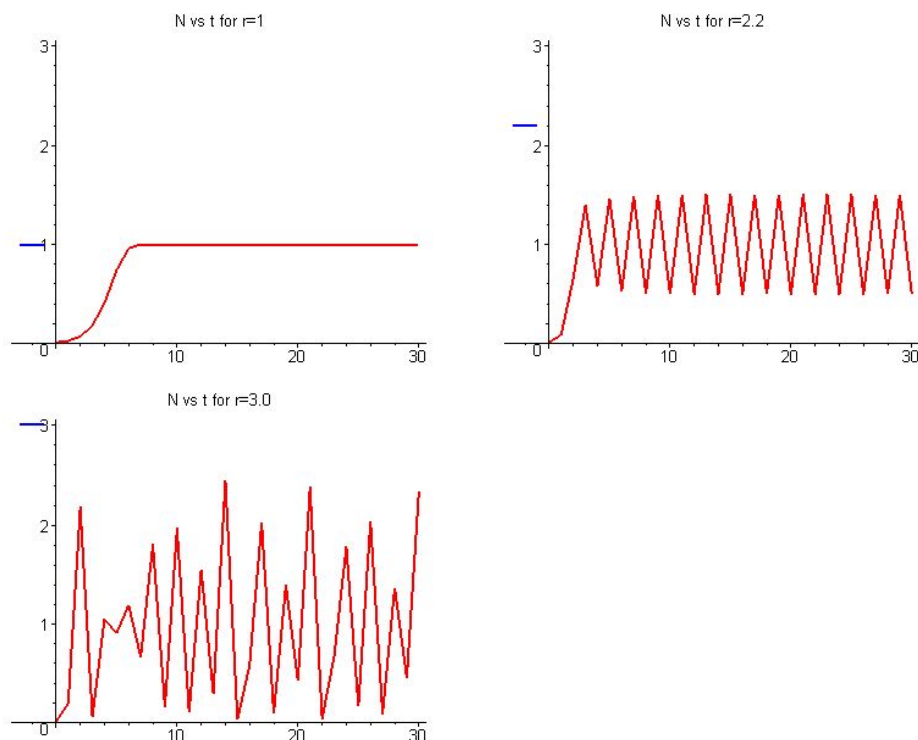


Fig. 2.1.- Trois simulations fondées sur un modèle simple, ne différant que par r , le taux d'accroissement de la population. La capacité de soutien K , est constante: a) la population atteint un équilibre, b) la population oscille autour d'un cycle déterminé, c) la dynamique est chaotique (tiré de Pimm 1991, d'après May 1974).

2.2 Le statut des espèces à gérer

Une espèce ne va faire l'objet d'une gestion que dans la mesure où elle a fait l'objet d'une décision, dans un cadre juridique ou administratif particulier. En fonction de ce cadre et du type de problème qu'elles posent, les espèces à gérer auront donc un statut particulier (espèces menacées, espèces protégées, espèces d'intérêt cynégétique, ravageurs). De plus, lorsque l'on a des centaines d'espèces à gérer, il est inévitable de fixer des priorités d'intervention. Celles-ci peuvent, dans certains cas de figure, être déterminées sur une base biologique (voir listes rouges et UES, plus bas). D'une manière plus générale, c'est toutefois une combinaison de critères non-seulement biologiques, mais aussi techniques, économiques, sociaux et politiques qui vont guider le choix des priorités de gestion dans la pratique. Ainsi, parmi les espèces gérées en priorité, on trouvera des espèces qui se distinguent par :

- leur valeur économique (la perche, le sapin blanc),
- leur impact économique et leurs dégâts (le sanglier, espèces envahissantes),
- leur valeur cynégétique (le cerf),
- leur valeur symbolique auprès du public (le tigre).

Il est important de distinguer entre (a) le choix essentiellement politique, qui consiste à déterminer quelle espèce sera gérée en priorité, pour quel(s) motif(s) et avec quels moyens, et (b) le choix des méthodes de gestion qui permettront d'atteindre les objectifs fixés. Ce cours traite essentiellement de ce second aspect, qui est, contrairement au premier, fondé sur une approche scientifique.

Listes rouges, espèces menacées, UES

Les listes rouges constituent un cas de figure dans le quel le statut des espèces donne aussi une indication sur les priorités d'action. En effet, ces listes ont été développées pour classer les espèces en fonction de leur degré de vulnérabilité et du risque d'extinction qu'elles encourent. Elles comprennent notamment toutes les espèces menacées d'extinction et celles dont les effectifs diminuent de manière préoccupante. Il existe de nombreuses listes, dont les critères de classement ne sont pas toujours exactement comparables. Pour les établir, on a en général eu recours à des travaux de groupes d'experts (Duelli 1994; Liste rouge de la faune du canton de Vaud). Depuis quelques années, ces méthodes parfois assez empiriques sont remplacées par une méthodologie scientifique qui a l'avantage d'être reproductible et qui autorise des comparaisons non-biaisées, entre pays par exemple. Cette méthodologie développée par l'UICN (tableau 2.1), bien qu'étant sujette à quelques améliorations possibles (Gärdenfors 2001), constitue aujourd'hui la référence de base en matière de listes rouges. De plus, elle permet aujourd'hui la mise à disposition d'une information globale et régulièrement mise à jour pour toute forme de planification des actions de conservation (Lamoreux et al. 2003; Baillie, Hilton-Taylor & Stuart 2004 - voir également www.redlist.org).

Les listes rouges permettent également d'évaluer globalement l'évolution de la conservation d'un groupe d'espèces. Ainsi, entre 1991 et 2002, la liste rouge des fougères et plantes à fleurs de la Suisse a évolué de 25 % à 30 % des espèces classées comme menacées ou en voie d'extinction.

Le concept des listes bleues (Gigon et al. 2000) a été introduit comme complément aux listes rouges, dont il est en fait un sous-ensemble, pour rendre compte de l'amélioration de l'effectif des espèces menacées pour lesquelles la prise de mesures de conservation commence à porter ses fruits. Une augmentation de la liste bleue est donc un critère de succès pour la préservation de la biodiversité.

Un autre critère objectif pour définir les priorités est celui des UES, ou Unités Evolutivement Significatives. Il s'agit de populations qui se distinguent au sein de l'espèce par des adaptations particulières,

Tableau 2.1.- Catégories de l'UICN pour les listes rouges (UICN, 2001). L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) a retenu les huit catégories qui suivent pour définir le statut des espèces figurant sur les listes rouges. A titre d'exemple, la clef de détermination pour la catégorie CR est citée in extenso.

Catégorie		Catégorie	
EX	Eteint	NT	Quasi menacé
EW	Eteint à l'état sauvage	LC	Préoccupation mineure
CR	En danger critique d'extinction	DD	Données insuffisantes
VU	Vulnérable	NE	Non évalué

Critères pour la catégorie CR "En danger critique d'extinction" (résumé)

Un taxon est dit "En danger critique d'extinction" lorsque les meilleures données disponibles indiquent qu'il remplit l'un des critères suivants (A à E) et, en conséquence, qu'il est confronté à un risque extrêmement élevé d'extinction à l'état sauvage.

A. Réduction de la taille de la population prenant l'une ou l'autre des formes suivantes :

1. Réduction des effectifs $\geq 90\%$ constatée, estimée, déduite ou supposée, depuis 10 ans ou trois générations, selon la plus longue des deux périodes, lorsque les causes de la réduction sont clairement réversibles ET comprises ET ont cessé, en se basant sur l'un des éléments suivants (à préciser):
 - a) l'observation directe
 - b) un indice d'abondance adapté au taxon
 - c) la réduction de la zone d'occupation, de la zone d'occurrence et/ou de la qualité de l'habitat
 - d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels
 - e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou parasites.
2. Réduction des effectifs $\geq 80\%$ constatée, estimée, déduite ou supposée, depuis 10 ans ou trois générations, selon la plus longue des deux périodes, lorsque la réduction ou ses causes n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles, en se basant sur l'un des éléments a) à e) mentionnés sous A1 (à préciser).
3. Réduction des effectifs $\geq 80\%$ prévue ou supposée dans les 10 années ou trois générations prochaines, selon la période la plus longue (maximum de 100 ans), en se basant sur l'un des éléments b) à e) mentionnés sous A1 (à préciser).
4. Réduction des effectifs $\geq 80\%$ constatée, estimée, déduite ou supposée, pendant n'importe quelle période de 10 ans ou trois générations, selon la plus longue des deux périodes (maximum de 100 ans dans l'avenir), la période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir, lorsque la réduction ou ses causes n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles, en se basant sur l'un des éléments a) à e) mentionnés sous A1 (à préciser).

B. Répartition géographique, qu'il s'agisse de B1 (zone d'occurrence) OU B2 (zone d'occupation) OU des deux:

1. Zone d'occurrence estimée inférieure à 100 km² et estimations indiquant au moins deux des possibilités a) à c) suivantes:
 - a) Population gravement fragmentée ou présente dans une seule localité.
 - b) Déclin continu, constaté, déduit ou prévu de l'un des éléments suivants: i) zone d'occurrence, ii) zone d'occupation iii) superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat, iv) nombre de localités ou de sous-populations, v) nombre d'individus matures
 - c) Fluctuations extrêmes de l'un des éléments suivants: i) zone d'occurrence, ii) zone d'occupation, iii) nombre de localités ou de sous-populations, iv) nombre d'individus matures
2. Zone d'occupation estimée à moins de 10 km², et estimations indiquant au moins deux des possibilités a) à c) suivantes:
 - a) Population gravement fragmentée ou présente dans une seule localité.
 - b) Déclin continu, constaté, déduit ou prévu de l'un des éléments suivants: i) zone d'occurrence, ii) zone d'occupation, iii) superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat, iv) nombre de localités ou de sous-populations, v) nombre d'individus matures
 - c) Fluctuations extrêmes de l'un des éléments suivants: i) zone d'occurrence, ii) zone d'occupation, iii) nombre de localités ou de sous-populations, iv) nombre d'individus matures

C. Population estimée à moins de 250 individus matures et présentant l'un ou l'autre des phénomènes suivants:

1. Un déclin continu estimé à 25% au moins en trois ans ou une génération, selon la période la plus longue (maximum de 100 ans dans l'avenir), OU
2. Un déclin continu, constaté, prévu ou déduit du nombre d'individus matures ET l'une au moins des caractéristiques (a, b):
 - a) Structure de la population se présentant sous l'une des formes suivantes:
 - i) aucune sous-population estimée à plus de 50 individus matures, OU, ii) 90% au moins des individus matures sont réunis en une seule sous-population.
 - b) Fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures.

D. Population estimée à moins de 50 individus matures.

E. Analyse quantitative montrant que la probabilité d'extinction à l'état sauvage s'élève à 50% au moins en l'espace de 10 ans ou 3 générations, selon la période la plus longue (maximum de 100 ans).

voire uniques et qui, de ce fait, doivent être gérées de manière spécifique et conservées en priorité (exemple: *Diceros bicornis*, le rhinocéros noir, dont les effectifs sont répartis entre quelques populations totalement isolées les unes des autres). Le concept d'unités de gestion (MU: management units) introduit plus récemment par Palsbøll, Bérubé & Allendorf (2006) est analogue à cette approche.

2.3 L'état de référence: estimation des effectifs et inventaires

Tout processus de gestion d'une population animale ou végétale débute par une évaluation de son niveau quantitatif de référence et le choix d'une méthode pour la surveillance de la tendance de ses effectifs. On distingue ainsi:

- l'abondance de la population (l'effectif) et
- sa tendance au cours du temps (dynamique de la population).

Lorsque cela est possible, on a recours à une méthode d'estimation de l'effectif permettant également d'établir la structure d'âge. On peut ainsi connaître exactement l'évolution de la population au cours du temps. Le chamois *Rupicapra rupicapra* est un exemple d'une espèce dont les effectifs sont ainsi relevés de manière assez précise pour sa gestion.

Diverses méthodes d'estimation des effectifs, par comptage total, par capture-recapture, par transects ont été développées (voir Bookhout 1994, pour un ouvrage de référence complet). Un inventaire des colonies et de la distribution spatiale des populations de l'espèce complète en principe la description de base. Pour de nombreuses espèces, comme par exemple le grand cormoran *Phalacrocorax carbo*, seuls les nombres totaux d'individus sont dénombrés. Par contre, ces dénombrements sont effectués de manière couvrante sur de grands territoires, permettant ainsi d'apprécier les variations de nombres non-seulement dans le temps, mais également dans l'espace.

Dans de nombreux cas (poissons, grands mammifères forestiers) l'estimation des effectifs n'est pas réalisable de manière à la fois fiable et simple. Dans ces cas, un état de référence relatif est pris au moyen d'un indice d'abondance (tonnage des prises de poissons, nombre d'individus tués par le trafic, indices kilométriques d'abondance, fréquence des traces, etc.). Les méthodes relatives peuvent dans certains cas également donner des indications sur la structure d'âge d'une population (dans le cas de l'échantillonnage d'espèces de poissons au moyen de filets multi-maillages). Ces méthodes relatives peuvent être calibrées par une estimation précise de l'effectif à un moment donné. Elles sont ainsi largement suffisantes pour la plupart des besoins du gestionnaire.

Pour certaines espèces, le recensement par colonies, ou par évaluation globale de la présence par biotope, est une alternative et permet des inventaires exhaustifs sur de vastes surfaces. Ainsi, l'inventaire des colonies de castor *Castor fiber* ou l'inventaire des abondances approximatives de batraciens par biotope ou étang sont des exemples de recensements utiles à la gestion malgré des possibilités limitées de dénombrement des individus. Les inventaires d'espèces végétales, basées sur des techniques de cartographie, correspondent également à ce type d'approche.

Dans certains cas nécessitant une gestion très élaborée, comme dans le cas du bouquetin, une combinaison des approches peut être envisagée.

2.4 Mesures de gestion

Généralités sur les méthodes

Les mesures de gestion dépendent principalement du niveau de l'effectif (Fig. 2.1) et de sa tendance. Le but de la gestion est généralement lié à l'effectif de la population, toutefois le sex-ratio, la structure

d'âge et la fécondité peuvent également faire l'objet de mesures de gestion. Les mesures peuvent toucher les individus directement (prélèvements, introductions) ou indirectement (manipulations de la nourriture, de l'habitat, des prédateurs, etc.).

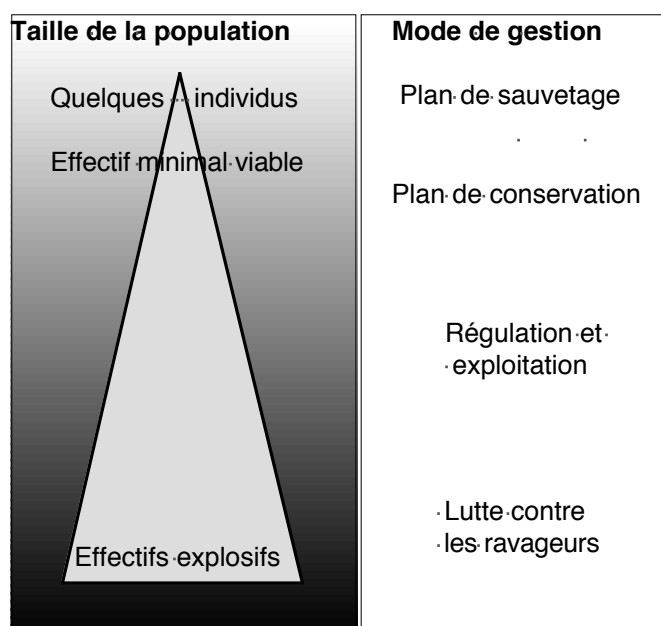


Fig. 2.1.- Modes de gestion en fonction de la taille des populations. Ce modèle intègre au sein d'un même concept de gestion des populations des cas de figure a priori très différents comme la conservation d'espèces menacées et la lutte contre les ravageurs.

Régulation d'espèces abondantes, l'exemple du sanglier *Sus scrofa*

De nombreuses espèces ont des effectifs jugés trop importants en raison des dégâts qu'elles provoquent et donc de leur impact économique. La gestion intervient dans le sens d'un abaissement de l'effectif. Ce dernier peut être effectué par une augmentation provoquée de la mortalité ou une diminution provoquée de la fécondité. Méthodes d'intervention utilisées :

- les méthodes de manipulation de la mortalité (chasse, piégeage, autres formes de prélèvement d'individus, toxiques, lutte biologique),
- les méthodes de manipulation de la fécondité (contraceptifs, chemostérilisants, etc.)
- les méthodes d'exclusion (clôtures, répulsifs chimiques et sonores).
- les méthodes de manipulation de l'habitat (éléments clef: eau et refuges).
- la sélection de variétés résistantes aux atteintes du ravageur à réguler.

Les considérations éthiques limitent généralement l'efficacité des moyens utilisés et constituent une des responsabilités importantes du gestionnaire. Ce dernier doit par ailleurs lutter avant tout contre les effets indésirables des ravageurs et non chercher à réduire inconsidérément une population. Hormis les cas particuliers liés à l'introduction d'espèces exotiques, la notion d'éradication n'est donc en général plus utilisée.

En revanche, toujours pour des raisons éthiques, les techniques de contrôle des populations de mammifères et marsupiaux par immuno-contraception suscitent beaucoup d'intérêt, notamment en Australie (McCallum 1996). En effet, les méthodes classiques de contraception touchent de trop nombreuses espèces lorsque les substances sont distribuées dans la nature par le biais d'appâts; elles nécessitent donc des méthodes d'administration particulières qui limitent les applications à des cas particuliers (voir par exemple Nave et al. 2002). Les méthodes d'immuno-contraception améliorent la spécificité par rapport aux techniques hormonales, mais restent soumises à des contraintes techniques et légales élevées qui font que leur application se limite principalement à des programmes pilotes de contrôle de populations abondantes (voir par exemple: Fraker et al. 2002).

Un concept important dans la gestion d'une espèce abondante est la notion de mortalité compensatoire (Fig. 2.2).

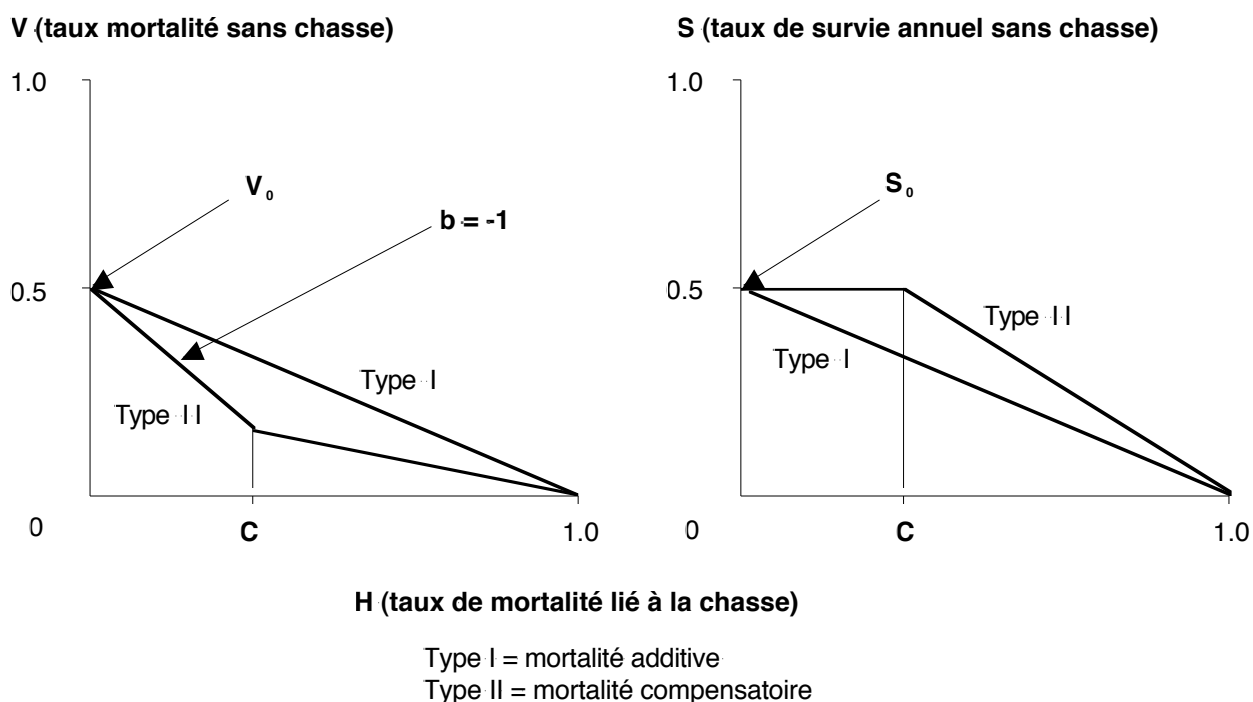


Fig. 2.2.- Modèle graphique des hypothèses additive ou compensatoire de la mortalité due à la chasse (d'après Peek 1986 et Nichols 1991). Pour une discussion détaillée de ces deux hypothèses, voir Nichols (1991).

Cette notion est fondée sur une hypothèse initialement formulée par Anderson et Burnham (1976) sur l'effet de prélèvements d'individus sur le taux de survie de la population. Si les prélèvements par la chasse (par exemple) sont compensatoires, leurs effets peuvent être limités, au moins à faible pression de chasse. Si la mortalité due à la chasse n'est pas compensatoire mais additive, l'efficacité du prélèvement sera perceptible à faible pression.

Du point de vue du mécanisme, la mortalité compensatoire peut être expliquée comme une expression du phénomène de densité-dépendance. Sa valeur est avant tout didactique, car elle permet d'envisager que des facteurs de mortalité différents agissant de manière compensatoire puissent avoir un impact

global moindre que si elles sont additives, ce qui peut être important pour une évaluation de l'efficacité de mesures de régulation (exemple du renard *Vulpes vulpes*).

Gestion stabilisatrice, l'exemple du bouquetin *Capra ibex*

La gestion stabilisatrice est appliquée à des espèces dont on souhaite éviter qu'elles augmentent et provoquent des dégâts, tout en maintenant un effectif élevé et équilibré sur le plan de la structure d'âge. La gestion stabilisatrice s'applique principalement à des espèces ayant un potentiel de multiplication et dont on souhaite exploiter partiellement ou totalement la production annuelle pour des raisons économiques ou de loisirs (chasse et pêche). La stratégie consiste à prélever des individus proportionnellement à la production annuelle de la population. La production de la population dépend de l'effectif, du taux d'accroissement et de la capacité de soutien du milieu, selon la relation classique (Fig. 2.3). Il existe également des indices de durabilité de l'exploitation des populations animales, qui permettent, d'une manière théorique, d'évaluer si une gestion est stabilisatrice (Milner-Gulland & Akçakaya 2001).

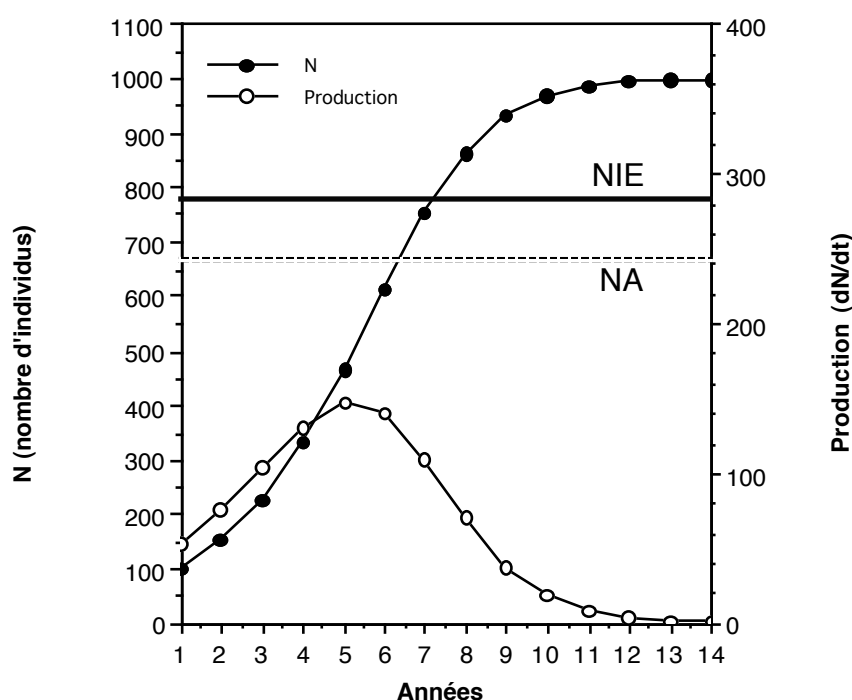


Fig.2.3.- Modèle logistique de la croissance d'une population, avec indication de la production de la population (d'après Peek 1986). NIE = niveau d'impact économique, NA = niveau d'action (positions indicatives). La gestion stabilisatrice cherche en général à maintenir une production annuelle élevée tout en évitant de dépasser le seuil d'impact économique.

La gestion stabilisatrice implique un prélèvement adapté en termes de nombre d'individus et de structure d'âge. Un prélèvement par classes d'âge proportionnel à l'effectif naturel est nécessaire pour un maintien de cette structure et éviter de favoriser les prélèvements se concentrant dans des classes d'âge particulières, ce qui peut conduire à des diminutions ou augmentations non-désirées de la population du fait de la modification de la structure.

Des règles sur le prélèvement à effectuer dans des populations à stabiliser ont été établies pour la plupart des grandes espèces de gibier (tableau 2.2). Ces règles tiennent compte des considérations théoriques énoncées plus haut, des caractéristiques propres à chaque espèce (taux de reproduction annuel moyen par exemple) ainsi que d'observations empiriques de terrain.

Dans le cas de figure où une gestion fine peut intervenir (la régulation du bouquetin en Suisse par exemple), la gestion stabilisatrice est effectuée en tenant compte de la structure d'âge, de la tendance et des particularités de chaque population locale. Dans de tels cas, c'est une gestion différenciée par régions qui est effectuée.

Tableau 2.2.- Exemples de règles de prélèvement pour une gestion stabilisatrice de quelques espèces d'ongulés (d'après ANCGG 1990, OFEFP 1996).

Espèce	AAM	JPP	PTPAN	Prélèvement %
Chamois	20-25 %	1 (2)	15 % mai-juin	Jeunes (0.5-3.5): 60 % (min. 25 % de 0.5) Age moyen (4.5 - 9.5): 30 % Agés (10+): 10 %
Cerf	30 %	1 (2)	25 % mai-juin	Jeunes (0.5 -2.5): 60 % (min. 25 % de 0.5) Age moyen (3.5-9.5): 30 % Agés (10+): 10 %
Chevreuril	40 %	1-2 (3)	35 % mai-juin	Jeunes (0.5-1.5): 60 % (min. 25 % de 0.5) Adultes: 40 %

AAM = Accroissement annuel moyen, en %; JPP = Jeunes par portée (valeur exceptionnelle); PTPAN = Prélèvement total sur la population avant les naissances, en % (période des naissances); Prélèvement: entre parenthèses, l'âge en années à la période de prélèvement.

Ces éléments théoriques ne sont pas toujours respectés, essentiellement pour des raisons culturelles et socio-économiques, conduisant souvent à un manque d'efficacité dans le contrôle de la croissance des populations qui sont en principe soumises à une gestion stabilisatrice par la chasse. Cette problématique est illustrée par Milner et al. (2006) pour la gestion du cerf *Cervus elaphus* en Europe.

Espèces menacées d'extinction, l'exemple de la loutre *Lutra lutra*

Pour les espèces dont l'effectif est très limité ou en régression, les mesures de gestion portent principalement sur l'amélioration de la reproduction ou de la survie des adultes reproducteurs, ainsi que sur l'amélioration du biotope. Des problèmes sanitaires, de prédation ou encore de perturbation des populations peuvent également être à l'origine de la régression. Le cas de figure le plus courant reste celui de la disparition des surfaces de biotope nécessaires au déroulement du cycle vital d'un nombre suffisant d'individus de l'espèce en régression; c'est par exemple le cas de la plupart des reptiles et batraciens de notre faune. La définition des mesures à prendre dépend du diagnostic: vitesse du déclin, causes et possibilités de traitement de ces causes.

Le diagnostic du déclin

La vitesse du déclin et ses modalités en fonction de l'aire de distribution de l'espèce constituent une des bases de tout diagnostic. La dynamique du déclin peut révéler un processus continu ou discontinu. Quant aux modalités spatiales du déclin, elles peuvent également être révélatrices. En général, le déclin s'accompagne d'une contraction ou d'une fragmentation de l'aire de distribution (exemples: le grand tétras *Tetrao urogallus* : <http://www.bafu.admin.ch/tiere/09262/09272/index.html?lang=fr> ou la loutre *Lutra lutra*; Fig. 2.4).

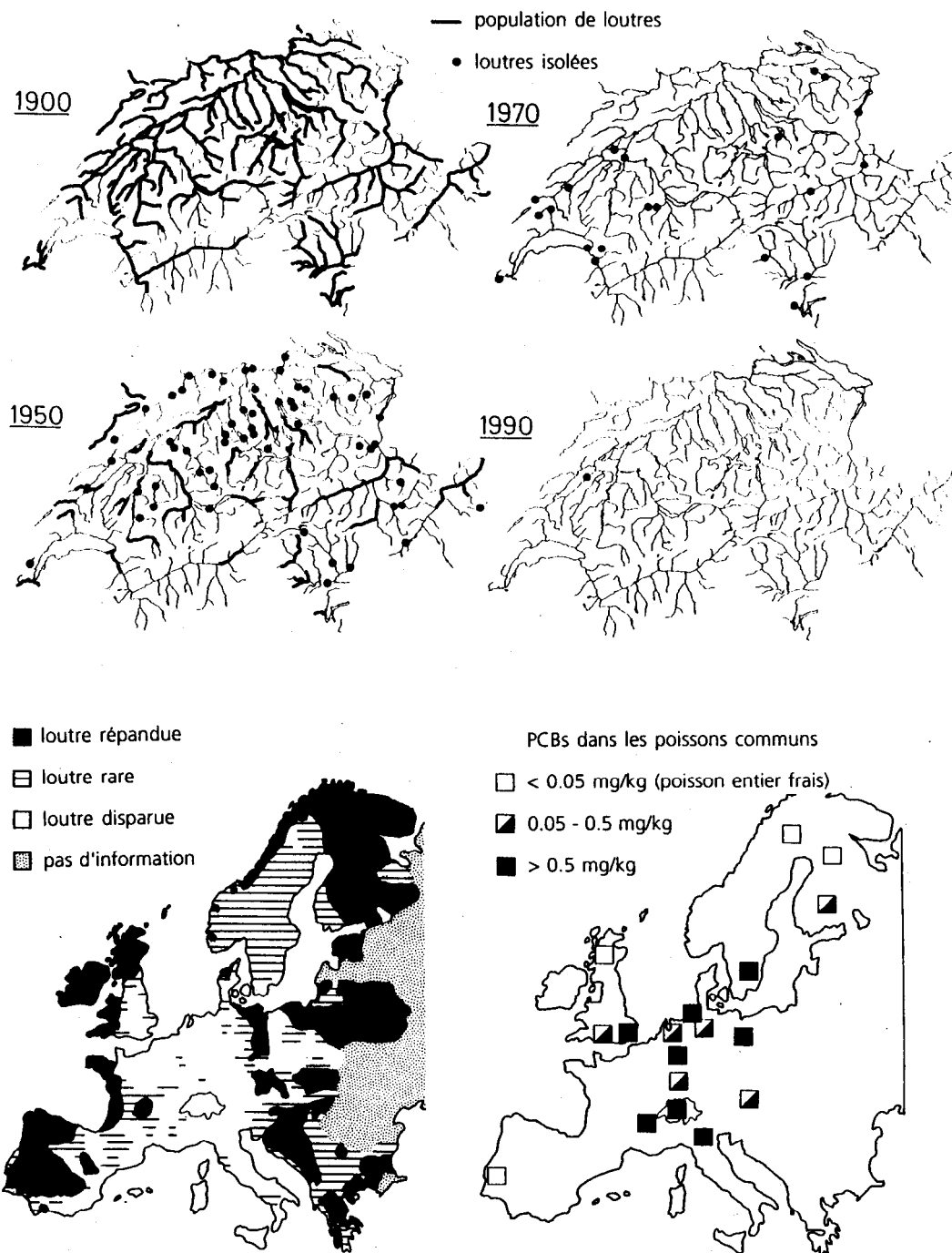


Fig. 2.4.- Le déclin de la loutre *Lutra lutra*. Haut: les étapes du déclin, en Suisse. Bas: une des causes probable du déclin, la bioaccumulation de PCB, mise en évidence par une corrélation entre données sur la distribution de l'espèce et la concentration en PCB dans le poisson, principale source de nourriture de la loutre (tiré de OFEFP 1990).

Ecologie de l'espèce et causes du déclin

Une bonne connaissance de l'habitat, du régime alimentaire, du comportement social et reproducteur ainsi que des prédateurs d'une espèce est souvent indispensable pour comprendre les causes du déclin. Une approche comparative ou expérimentale peut être nécessaire pour mettre en évidence un facteur

important du déclin. Des facteurs extérieurs peuvent jouer un rôle important : espèces introduites, polluants, etc.

Parmi les causes de déclin, qui peuvent bien entendu se combiner, les quatre suivantes ont été identifiées comme les plus fréquentes par Jared Diamond, qui les nomme le "quatuor maléfique" (the evil four) :

- **Dégradation de l'habitat**, exemples: la loutre *Lutra lutra* (Fig. 2.4) et le râle de Genêts *Crex crex* (voir chapitre 1 du cours).
- **Prélèvements excessifs d'individus (overkill)**, exemples: le bouquetin *Capra ibex* et le gypaète barbu *Gypaëtus barbatus*, deux espèces dont les effectifs, en Suisse, ont été réduits à néant par une chasse excessive au 19^{ème} siècle.
- **Influence d'espèces introduites** : comme la grenouille rieuse *Rana ridibunda*, introduite en Suisse et qui élimine d'autres *Rana* dans les étangs de l'arc lémanique ou la fourmi *Linepithema humile*, originaire d'Argentine et dont les effectifs forment une vaste supercolonie qui s'étend du Portugal à l'Italie, le long des côtes, en éliminant des populations d'espèces indigènes, ou encore "l'algue tueuse" *Caulerpa taxifolia*, originaire des Caraïbes et qui se multiplie en Méditerranée.
- **Extinctions en chaîne**, exemple : l'extinction des plantes du genre *Hibiscadelphus* sur les îles Hawaii suite à l'extinction de leurs pollinisateurs (oiseaux), ou l'extinction des plantes du genre *Argyroxiphium* à Hawaii et de Proteaceae en Australie suite à l'impact de la fourmi *Linepithema humile* sur les pollinisateurs de ces espèces végétales. Dans les écosystèmes marins, la surpêche engendre également des extinctions en chaîne (Coleman & Williams 2002, Heithaus et al. 2007), ainsi que l'élimination de certaines espèces du réseau trophique (Scheffer et al. 2005).

Cette liste des principaux facteurs d'extinction est aujourd'hui souvent remplacée par la formule **HIPPO** (Wilson 2002), qui propose une liste de cinq causes principales de déclin, qui sont:

- **Habitat destruction**
- **Invasive species** (espèces introduites et envahissantes)
- **Pollution**
- **Population** (une population humaine plus importante impliquant davantage d'impacts sur tous les plans)
- **Overharvesting** ou **Overkill**.

Cette formule diffère quelque peu de celle de Diamond, en distinguant la pollution et la destruction des habitats, ce qui est cohérent, tout en liant les extinctions en chaîne aux effets des espèces envahissantes. La mise en évidence de l'impact direct ou indirect de la population humaine présente, par ailleurs, un intérêt qui est surtout heuristique.

Traitement du déclin

Quelles que soient les mesures proposées, des essais doivent être envisagés à petite échelle pour vérifier la pertinence du traitement envisagé. Parmi les interventions les plus courantes :

- la prise de mesures légales de conservation (voir chapitre 7),
- la création de réserves et zones de priorité biologique (voir chapitre 3),

- la revitalisation globale de l'habitat (voir chapitre 4),
- la suppression de facteurs polluants (voir chapitre 5),
- la revitalisation ponctuelle, par apport de ressources alimentaires, de refuges, de nichoirs ou par la prise de mesures favorisant ces facteurs,
- le contrôle des prédateurs, parasites ou compétiteurs,
- l'information et l'éducation du public, notamment si son comportement est une des causes du déclin, ce qui peut être le cas pour des espèces induisant une crainte du public, comme la vipère péliade *Vipera berus* ou la vipère aspic *Vipera aspis* (voir, pour plus d'informations, le site du Centre de Coordination pour la Protection des Amphibiens et des Reptiles de Suisse, le KARCH, qui s'efforce de fournir une information objective au public sur de telles espèces: www.karch.ch).

Un cas particulier: la réintroduction d'individus

La réintroduction d'individus est une mesure à caractère exceptionnel, dont l'organisation est souvent complexe et coûteuse. Sa pertinence doit être soigneusement analysée. Elle se justifie :

- dans le cas d'espèces dont les facteurs principaux de régression ont été maîtrisés (bouquetin, gypaète barbu) mais dont les effectifs ont presque totalement disparu;
- pour augmenter la variabilité génétique de populations restreintes et isolées (lynx).

Armstrong & Seddon (2007) proposent un cadre de référence utile dans un article qui décrit les principales questions qui se posent en termes de biologie de la réintroduction.

2.5 Suivi des effectifs et indices d'abondance

Dans le contexte des principes de gestion (Fig. 1.3), la surveillance (monitoring) des populations animales se fait principalement par des indices indiquant les tendances au cours du temps: augmentation, stabilité ou diminution de l'effectif. Le choix de la méthode de surveillance implique en général un protocole simplifié par rapport aux méthodes décrites au chapitre 2.3.

Pour sélectionner une méthode, il convient notamment de déterminer au préalable:

- la précision et la justesse requises,
- le coût et les investissements nécessaires,
- si la méthode est adaptée à l'espèce et à l'habitat considérés,
- si la méthode fournit les indications souhaitées (abondance relative, densité).

Il est par ailleurs essentiel, lors de l'application de protocoles de surveillance (monitoring) qui sont d'ores et déjà simplifiés, de respecter les règles essentielles d'un échantillonnage représentatif. Il est en particulier nécessaire de répondre aux questions suivantes avant toute planification d'un dispositif de surveillance :

1. Sur quelle étendue porte la surveillance ?
2. La mesure de la variabilité régionale est-elle utile ?
3. Le nombre d'échantillons et l'intervalle d'observation sont-ils adéquats ?

5. L' échantillonnage est-il aléatoire/représentatif ?

6. Comment les données seront-elles analysées ?

D'une manière générale, qu'il s'agisse de programmes de monitoring d'espèces ou de communautés et d'écosystèmes (voir chapitre 4), la question des objectifs précis du monitoring et la prise en compte des sources d'erreur dans les dispositifs de mesure sont souvent négligés.

En effet, il est généralement difficile, voire impossible de détecter tous les individus (populations, espèces, etc.) dans le cadre d'un programme de monitoring. Ainsi, si $E(C)$ est la valeur d'une mesure effectuée lors d'un monitoring par comptage (C), que N est l'effectif sur lequel il porte et p la probabilité de détection des individus, alors :

$$E(C) = Np$$

Or, p étant inférieur à 1 et étant, de plus, variable selon les conditions locales, les données produites par le dispositif de monitoring seront potentiellement biaisées, ce qui pose des problèmes pour soumettre valablement les données produites à une analyse statistique (voir Yoccoz et al. 2001, pour une revue sur cette problématique). Il est donc essentiel, pour mener un travail de monitoring fiable, de tester la fiabilité d'hypothèses telles que la constance (relative) de la probabilité de détection. Le travail de Pellet & Schmidt (2005) constitue un bon exemple d'une telle approche pour le monitoring de différentes espèces de batraciens.

Un cas de figure analogue est celui des prélèvements par la chasse ou la pêche, dont les données sont souvent exploitées à des fins statistiques. Or, la mesure des individus prélevés $E(C)$ n'est pas seulement proportionnelle à l'effectif N , mais dépend également de la probabilité de prélèvement, qui peut être décomposée en un effort de prélèvement f (nombre de chasseurs ou nombre de filets par exemple) et en une l'efficacité du prélèvement g (type d'arme autorisée, conditions météorologiques, visibilité des mailles des filets, etc.) selon la relation :

$$E(C) = Nfg$$

Dès lors, si f et g varient d'une année à l'autre, ce qui est souvent le cas en vertu des décisions périodiques prises dans les domaines de la chasse et de la pêche, un biais existe, même si les données ne sont utilisées que comme indicateurs de la tendance de l'effectif N .

Sous réserve des biais liés à leur mesure, d'autres indicateurs que ceux liés directement aux nombres d'individus peuvent être pertinents :

- Poids par classe d'âge et de sexe,
- Mesures morphométriques,
- Indices de fécondité,
- Indices d'impact sur la végétation.

A titre d'exemple, chez le chevreuil *Capreolus capreolus* le poids des faons est un indice inversement proportionnel à la densité de l'espèce; en conséquence, un suivi régulier du poids moyen des faons peut permettre de mettre en évidence une tendance de la densité de cette espèce. Les indices d'impact sur la végétation présentent l'intérêt de refléter simultanément la tendance de l'effectif et du problème qui est à l'origine des demandes d'intervention pour réguler la population. Ainsi, le taux d'abrouissement de jeunes arbres en forêt est à la fois un indicateur potentiel de l'abondance du gibier et de l'intensité du problème qu'il pose au sylviculteur.

L'état sanitaire des individus est également important et généralement corrélé avec la densité de la population: proportion d'individus malades, présence de parasitoses. Une augmentation de la proportion d'individus faibles ou en mauvaise santé peut ainsi être le signe d'une population proche de la capacité de soutien.

2.6 Les deux paradigmes de la biologie de la conservation

Populations minimales viables, analyses de viabilité des populations

Par rapport à l'approche classique de l'analyse du déclin décrite sous le chapitre 2.4, l'émergence du paradigme des populations minimales viables et des analyses de viabilité a eu un effet de catalyseur qui est en grande partie à l'origine du développement de la discipline de la biologie de la conservation à partir des années 1980. La force de ce paradigme vient d'une structure théorique claire et des règles générales qui s'en dégagent. En substance:

- Une population n'est viable à long terme que si elle ne diminue pas au-dessous d'un effectif critique.
- L'effectif critique varie en fonction des espèces; il se situe généralement autour de 1000 à 2500 individus, voire à un niveau plus élevé (Lande 1995).
- En-dessous de l'effectif critique, la probabilité d'extinction augmente à mesure que l'effectif diminue.
- Les principaux facteurs influençant le processus d'extinction sont génétiques, démographiques, environnementaux et spatiaux.
- L'analyse de viabilité d'une population est une analyse qui examine l'influence de ces différents facteurs ainsi que leurs interactions. Elle permet, par modélisation, d'établir le risque d'extinction d'une espèce donnée et de tester, par simulation, les effets de différentes mesures de conservation.
- L'une des principales limites de ce type d'analyse est qu'elle se concentre sur une seule espèce en faisant abstraction du réseau trophique qui l'entoure ainsi que des interactions interspécifiques.

Les concepts liés au paradigme des populations minimales viables débouchent sur deux applications importantes:

- l'élaboration de bases objectives pour l'établissement de listes rouges (niveaux de risque d'extinction définis),
- le développement des analyses de viabilité des populations (AVP) et de modèles spatiaux prédictifs, comme outil d'aide à la décision (Fig. 2.7 et 2.8).

Les AVP se fondent en général sur des modèles stochastiques de dynamique des populations et font intervenir la notion de risque d'extinction d'une population (Fig.2.5). Les principaux facteurs devant être pris en considération par ces modèles sont brièvement décrits ci-dessous. Deux discussions intéressantes des limitations de ces modèles sont proposée par Coulson, Mace, Hudson & Possingham (2001) et Norris (2004).

Le facteur génétique

Le facteur génétique s'exprime de deux manières au sein d'une population limitée sur le plan de l'effectif (voir Hedrick 2001 et Frankham 2005 pour des revues récentes du sujet):

- par la consanguinité (endogamie), qui favorise l'expression, à l'état homozygote, d'allèles létaux et délétères,

- par la perte de variabilité génétique, un effectif efficace relativement important étant nécessaire pour que les taux naturels de mutation compensent la perte de variabilité par dérive génétique qui caractérise une population restreinte.

Différents modèles tendent à montrer qu'un apport de l'ordre d'un individu extérieur par génération au sein d'une population limitée peut suffire pour contrecarrer ce second phénomène.

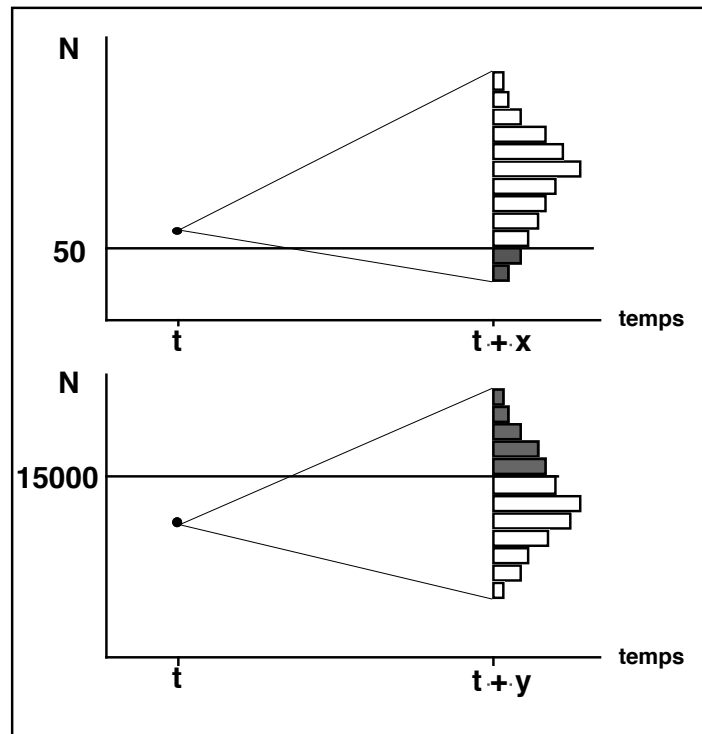


Fig. 2.5.- La notion de risque est liée à un seuil et à une probabilité de franchir ce seuil. Dans l'exemple du haut, la distribution de probabilité montre qu'une partie des simulations d'un modèle de dynamique de la population atteignent un effectif au temps $t + x$ qui est inférieur à un minimum acceptable. C'est le risque de quasi-extinction. Le risque d'extinction correspond à un seuil de zéro. Dans l'exemple du bas, le principe est appliqué par analogie à un risque de quasi-explosion (d'après Burgman et al. 1993).

Le facteur démographique

Ce facteur est la principale source de risque lorsque les effectifs sont très restreints (quelques dizaines d'individus). En effet, dans ces conditions, des déséquilibres de sex-ratio ou de structure d'âge peuvent considérablement affecter les possibilités de croissance de la population.

Un exemple de tels déséquilibres démographiques est l'effet d'Allee: lorsque le nombre de mâles et femelles d'une population est très limité, la probabilité qu'un mâle rencontre une femelle et qu'un accouplement ait lieu peut devenir critique et compromettre le maintien de la population (exemple: le lynx dans le Jura en 1994 - il n'y avait plus qu'un mâle connu pour une demi-douzaine de femelles).

Un autre exemple concerne différents poissons de mer exploitées commercialement. Le déclin de telles espèces est lié à la surpêche. Or, Rowe & Hutchings (2004) présentent une argumentation tendant à

montrer qu'il ne suffit pas de réduire l'effort de pêche pour que les effectifs se reconstituent. En effet, chez des espèces comme la morue, ou cabillaud (*Gadus morhua*), la biologie de la reproduction est complexe et les effets démographiques tels que l'effet d'Allee provoquent une accélération du déclin et influencent négativement la capacité des populations à se reconstituer, paramètre qui n'a jamais été pris en compte à ce jour par les gestionnaires des ressources piscicoles.

Le facteur environnemental

Sous cette appellation se regroupent les différents facteurs liés aux variations de la qualité de l'habitat au cours du temps, les effets des épizooties, ainsi que ceux du climat. Le facteur environnemental peut agir négativement sur la viabilité d'une population pour des raisons naturelles (variations climatiques) ou artificielles (dégradation de la qualité d'un cours d'eau par exemple). Dans les deux cas, une modification soudaine et de très forte amplitude sera qualifiée de catastrophe écologique. Les catastrophes peuvent évidemment avoir des conséquences radicales sur la viabilité de petites populations isolées.

Le facteur spatial

Le facteur spatial comprend l'ensemble des facteurs liés à la distribution spatiale des effectifs et en particulier le phénomène de fragmentation, traité ci-dessous, au chapitre 3.

Synergies entre les facteurs

Dans la réalité, les différents facteurs précités se combinent et peuvent compromettre la viabilité de manière encore plus drastique que si un seul facteur est considéré. De plus, les différents facteurs tendent à avoir une influence d'autant plus négative sur la survie et la fécondité de la population que l'effectif se réduit sous l'effet des différents facteurs. C'est le concept du tourbillon de l'extinction ou extinction vortex (Fig. 2.6), qui prévoit une accélération du processus d'extinction par l'influence de boucles de rétroaction (feedback) et les éventuels effets de synergie entre facteurs.

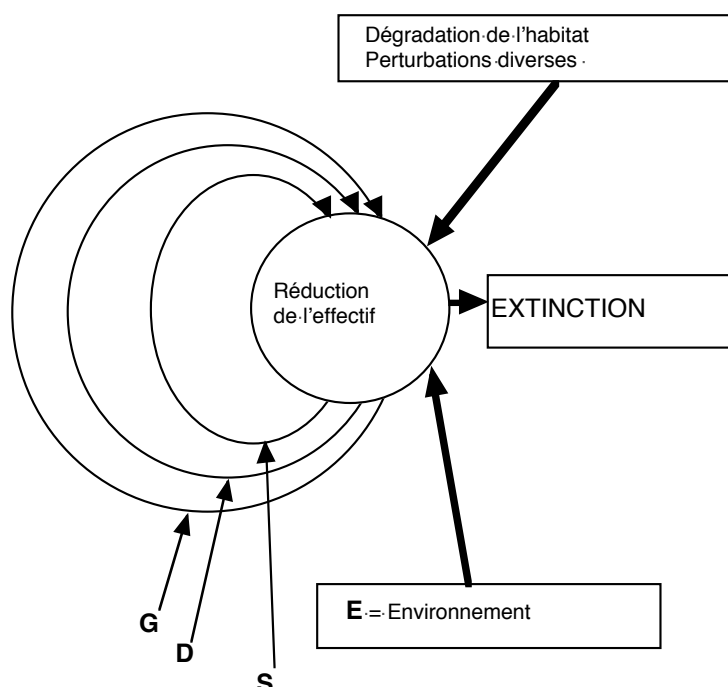


Fig. 2.6.- Le tourbillon de l'extinction (extinction vortex). Les facteurs génétiques (G), démographiques (D), environnementaux (E) et spatiaux (S) sont indiqués par les lettres correspondantes (modifié d'après Gilpin 1987).

Complémentarité des deux paradigmes (déclin et viabilité)

Dans un article qui fait autorité, Caughley (1994) compare les contributions des deux paradigmes à la biologie de la conservation. Sa conclusion peut se résumer comme suit:

- Le paradigme de l'analyse du déclin se fonde sur une approche pragmatique de l'analyse des causes des extinctions. Elle permet de diagnostiquer les problèmes et de proposer des solutions. Ces fondements théoriques restent cependant rudimentaires.
- Le paradigme de l'analyse de viabilité est fondé sur une forte contribution théorique. Les exemples d'applications pratiques fondées sur cette approche et ayant conduit à des succès sont peu nombreux (ou l'étaient en 1994, la situation a évolué depuis).
- Il y a lieu, à l'avenir, d'intégrer les deux approches.

La pratique actuelle de l'écologie appliquée montre que ces approches sont tout à fait complémentaires et toutes les deux nécessaires. Un bon exemple est celui des vautours du subcontinent indien (genre *Gyps*), dont le déclin a pu être en grande partie attribué à l'empoisonnement par un anti-inflammatoire non-stéroïdien, le Diclofenac, utilisé à des fins vétérinaires sur le bétail notamment (Green et al. 2004, 2006). En effet, les vautours se nourrissent des carcasses et de très faibles doses suffisent à expliquer le déclin observé de plusieurs espèces de vautours. Or, le diagnostic a nécessité une modélisation démographique. Cet effet n'aurait pas pu être démontré par une approche d'observation sur le terrain uniquement, faute de carcasses non-traitées à échantillonner comme population de référence.

Cette complémentarité est aussi illustrée par le facteur temps. Les analyses des risques d'extinction donnent la possibilité d'évaluer diverses hypothèses sur les mesures permettant de limiter les risques. En effet, sur la base d'une analyse des facteurs de déclin, le test expérimental de mesures de conservation est un processus pouvant prendre beaucoup de temps.

Les analyses de risques comme aide à la décision

Les arguments qui précèdent montrent que les analyses de risques ou de viabilité permettent de faciliter la prise de décision et l'octroi de moyens par des autorités politiques, le recours à l'analyse de risque permettant d'évaluer de façon préliminaire l'efficacité de différentes mesures, ce qui présente un intérêt évident (Fig. 2.7).

Ce type d'application de l'analyse des risques d'extinction est illustré par l'exemple du rhinocéros de Sumatra *Dicerorhinus sumatrensis*. Cette, espèce, l'une des plus rares de la planète avec une population de moins de 275 individus, peut également être considérée comme un fossile vivant, le genre étant apparu à l'oligocène, soit il y a 30 millions d'années (Wilson 2002). C'est la plus petite des 5 espèces de rhinocéros, avec un poids adulte d'environ 1 tonne. Elle occupe des habitats de forêt tropicale humide vallonnée, avec d'importantes surfaces d'eau libre et les individus y sont principalement solitaires. Le déclin de l'espèce est progressif et correspond au développement de la population humaine, à la diminution de la surface de son habitat qui en découle, ainsi qu'à la pression du braconnage qu'elle subit, même dans les réserves naturelles.

Pour optimiser les efforts de conservation de cette espèce, une évaluation comparée de différents scénarios de mesures de conservation a été effectuée. En comparant la limitation du risque d'extinction obtenu par chaque action, ainsi que de le coût des différentes stratégies de conservation, il devient possible de faciliter la prise de décision sur les options à retenir (Fig. 2.8).

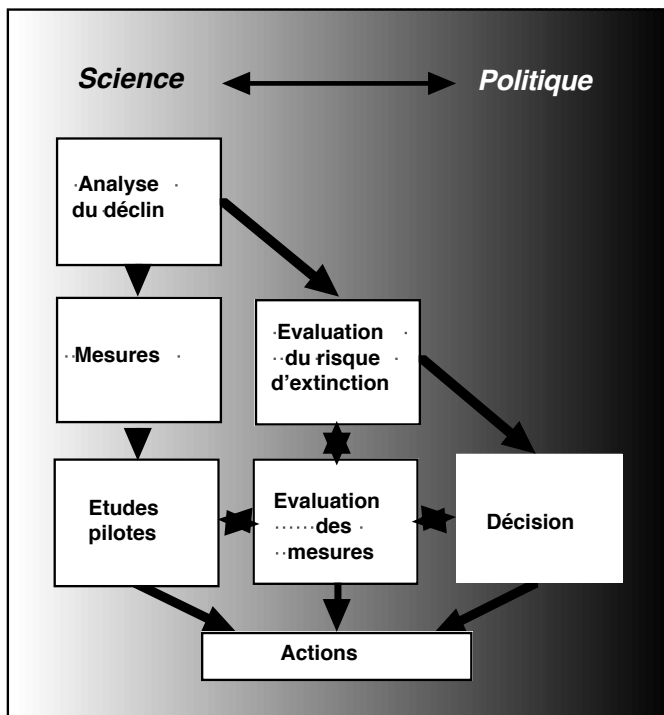


Fig. 2.7.- les démarches d'analyse du et d'analyse des risques d'extinction sont complémentaires en ce sens que l'analyse de risque permet d'évaluer plus rapidement diverses mesures de conservation, de les comparer en termes d'efficacité, ce qui peut faciliter la prise de décision au niveau politique (mise en évidence rapide et quantitative des risques, optimisation de l'allocation de moyens financiers).

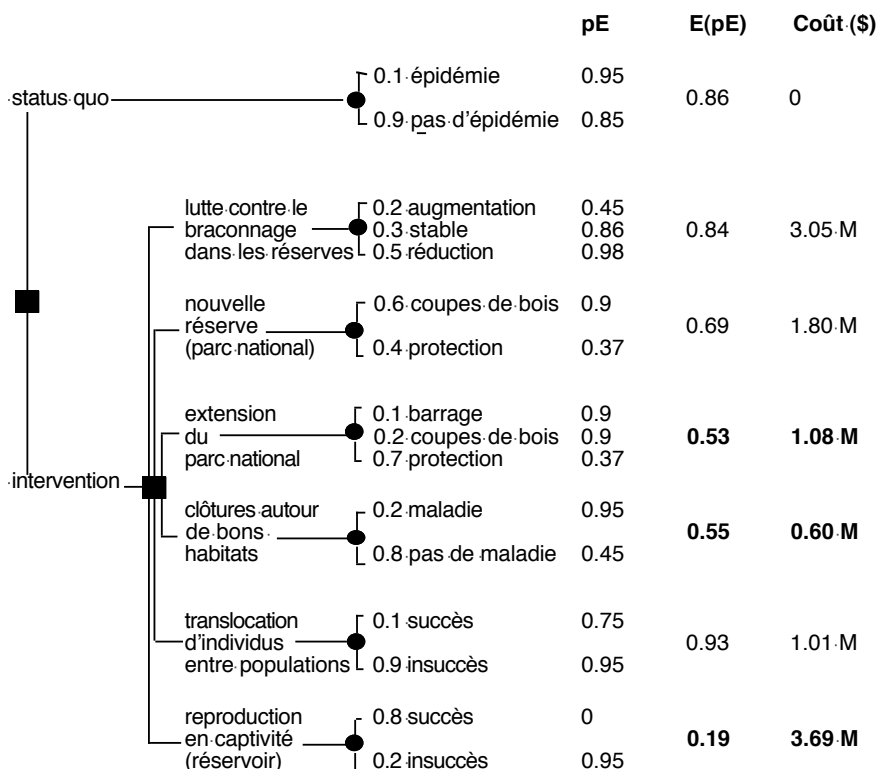


Fig. 2.8.- Evaluation de différents scénarios de conservation du rhinocéros de Sumatra *Diceros sumatrensis*. Les carrés sont des décisions, les cercles des événements dont la probabilité est estimée sur une période de 30 ans. Chaque scénario fait l'objet d'une estimation du risque d'extinction pE sur 30 ans, en fonction d'un scénario. E(pE) est la probabilité globale d'extinction avec les différentes probabilités de chaque scénario. Le coût est également indiqué, en millions de dollars (Mauguire et al., 1987).

3. La fragmentation des habitats et la gestion de l'espace

3.1 La fragmentation et son influence écologique

Types de fragmentation et problèmes d'échelle

La fragmentation est un phénomène hautement variable, ou interviennent:

- des phénomènes de **perte de surface** biologiquement utile,
- des phénomènes d'**effet de bord et de lisière**,
- des phénomènes d'**isolement** des populations locales.

On peut de ce fait distinguer plusieurs types de fragmentations bien distincts, dont les effets biologiques varient (Fig.3.1). Ces effets sont d'autant plus variables qu'ils dépendent de l'échelle de perception du phénomène de fragmentation par les espèces et de l'échelle à laquelle se déroulent leurs activités spatiales (exploitation du domaine vital, dispersion, migration). Typiquement, un paysage donné peut être hautement fragmenté pour certains invertébrés et simultanément correspondre à un habitat peu fragmenté et peu éloigné de l'optimum pour tel mammifère.

Les effets de la fragmentation des habitats s'expriment à trois niveaux:

- au niveau **des populations**, les espèces qui voient leur milieu se fragmenter étant confrontées aux conséquences biologiques de la perte de surface, ainsi que de la subdivision et de l'isolement des zones d'habitat qui leur sont favorables; en effet, les effectifs des populations locales sont dès lors exposés aux risques d'extinction associés à de faibles effectifs (voir chapitre 2.6),
- au niveau **de la structure des peuplements et des écosystèmes**, du fait des processus d'extinction et de colonisation que provoque la nouvelle configuration spatiale de l'habitat (diminution du nombre d'espèces sur des surfaces restreintes), ou encore du fait de la modification induite sur des interactions entre espèces (augmentation de la prédation en zone de lisière),
- au niveau **du fonctionnement des écosystèmes**, du fait des conséquences des effets de bord, comme les modifications microclimatiques de l'habitat d'origine, liées à l'augmentation du rapport lisière/surface, effets qui peuvent être amplifiés par des perturbations induites par le nouveau milieu voisin, s'il s'agit d'une autoroute ou d'une zone urbaine par exemple.

En raison des phénomènes d'échelle évoqués plus haut, les effets écologiques de la fragmentation sont complexes et pas nécessairement négatifs. A titre d'exemple, lorsque la fragmentation d'une forêt provoque une augmentation des longueurs de lisière, l'effet peut être négatif pour une espèce ayant besoin de vastes espaces non-fragmentés. Par contre, l'augmentation des longueurs de lisière va, tant que les surfaces totales de forêt ne sont pas trop réduites, avoir des effets positifs en permettant de diversifier la faune caractéristique des écotones forestiers.

En fait, on peut montrer que pour chacun des phénomènes liés à la fragmentation (perte de surface, isolement, effet de bord), des effets opposées et à priori contradictoires peuvent découler de la frag-

mentation (tableau 3.1). Dès lors, du point de vue de la gestion spatiale à l'échelle du paysage, il n'est pas possible de tirer des règles générales sur la manière de gérer le problème de la fragmentation, qui reste un phénomène complexe, pouvant conduire à une augmentation de la diversité spécifique à des niveaux modérés de fragmentation, mais conduisant globalement à une perte de diversité lorsque les différents facteurs qui le composent augmentent, de manière corrélée ou non, en intensité.

Fig. 3.1.- Types de fragmentation - Les deux schémas du haut montrent un milieu fragmenté, avec des effets de lisière; ces deux cas se distinguent par la fonction écologique des zones séparant les fragments (milieu matriciel). A gauche, cette zone est sans fonction écologique, à droite, le milieu matriciel entre les fragments est écologiquement fonctionnel. En bas, à gauche, un milieu fortement fragmenté sans perte significative de surface, à droite un milieu très fragmenté, où l'effet d'isolement et d'insularisation est prédominant (d'après Neet 1995).

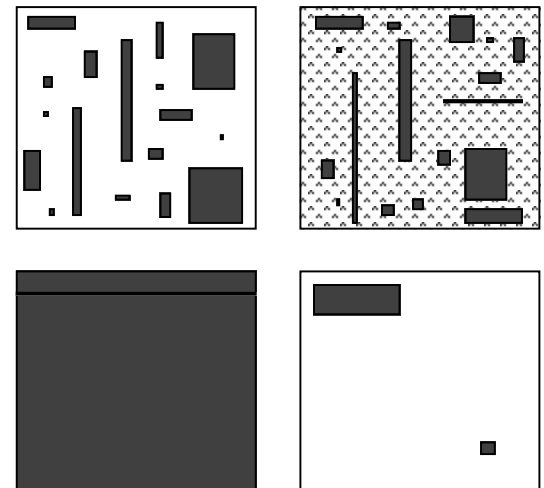


Tableau 3.1.- Effets de la fragmentation et mesures opposées et à priori contradictoires, qui ne peuvent être conciliées que si l'on adopte pour principe une diversification des structures spatiales du paysage (d'après Neet 1995).

Effets négatifs Populations Communautés		Effets positifs Populations Communautés	
Taux de survie ↓	Diversité / richesse ↓	Effets de lisière	Diversité et hétérogénéité des habitats ↑
Succès reproducteur ↓	Prédation ↑	Variabilité génétique ↑	
Dispersion ↓	Parasitisme ↑	Transmission des épidémies ↓	
Taille de la population ↓	Symbiose ↓		
Structure sociale ↓			

Conservation de la biodiversité dans un paysage fragmenté (principes contradictoires d'aménagement du paysage)

Surfaces	Lisières	Isolement des surfaces
Continues et étendues	Minimisées pour limiter la dégradation des habitats	Rompre par des corridors pour augmenter les effectifs
Subdivisées et hétérogènes	Maximisées pour favoriser l'effet d'éco-tonne	Maintenir pour réduire la transmission d'épidémies

Toutefois, depuis les premiers travaux qui ont démontré l'importance du problème de la fragmentation (par exemple Wilcove et al. 1986), le morcellement est aujourd'hui reconnu comme l'un des principaux symptômes de la destruction et de la dégradation des habitats (Pullin 2002; Primack 2004).

Réseaux écologiques et corridors à faune

Le concept des réseaux écologiques a émergé depuis quelques années comme une réponse aux effets de la fragmentation, en favorisant les connexions entre les éléments d'habitat morcelés et isolés les uns des autres. Le développement de cette notion, aujourd'hui largement reconnue dans les politiques environnementales et de protection de la nature, est lié à la convergence de trois éléments:

- l'apparition, dès années 1970, d'un ensemble de concepts qui a conduit au développement de l'écologie du paysage et de l'écologie spatiale,
- la multiplication, à la même époque, de travaux de terrain portant sur des effets de la fragmentation des habitats, même si ces travaux ont souvent été conduits sans réelle base théorique,
- l'influence grandissant des moyens technologiques d'analyse spatiale (Geographical Information Systems), qui a permis les approches quantitatives à plusieurs échelles.

A l'époque de ces premiers travaux de terrain sur la fragmentation des habitats, les ouvrages de référence en écologie ne mentionnent guère l'importance des mécanismes de l'écologie spatiale ou du paysage. Les bases scientifiques du fonctionnement spatial des populations et communautés ont principalement été développées à la suite de la publication, en 1967, de la théorie de la biogéographie des îles par MacArthur & Wilson (Fig. 3.2), théorie vérifiée de manière saisissante par Simberloff & Wilson (1969). Il est cependant aujourd'hui reconnu que cette théorie devrait être étendue pour tenir compte des différents phénomènes de colonisation observés sur le terrain (Bellemain & Ricklefs 2008).

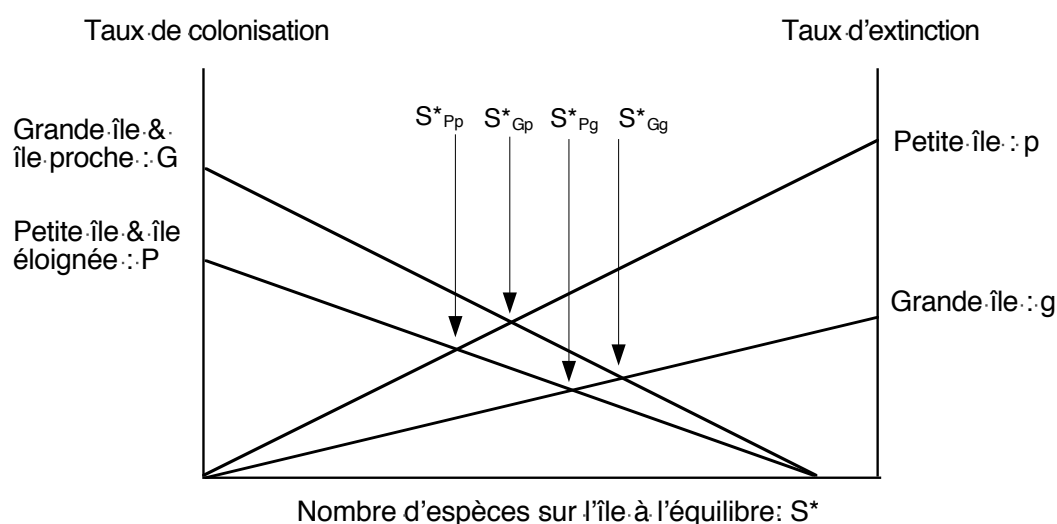


Fig. 3.2.- Représentation schématisée de la théorie de la biogéographie des îles, qui prédit que le nombre d'espèces présentes sur une île (S^*) est le résultat d'un équilibre en les taux de colonisation et d'extinction, qui dépendent de la taille de l'île et de sa distance au continent (milieu source). Les échelles des taux sont ici logarithmiques (d'après MacArthur & Wilson 1967; voir également Townsend et al. 2003, pour une présentation succincte de la théorie).

Cette théorie a fortement contribué à montrer l'importance de l'approche spatiale en écologie, ouvrant la voie à une série de développements dont on peut succinctement retracer la chronologie comme suit: développement de l'écologie du paysage (Forman 1982; Forman & Godron 1986), du concept de connectivité (Merriam 1984), de la théorie des métapopulations (Gilpin & Hanski 1991; Hanski & Simberloff 1997) et, enfin, de l'écologie spatiale (Tilman & Kareiva 1997). Pullin (2002) propose un excellent traitement des contributions de l'écologie du paysage et de la théorie des métapopulations à la biologie de la conservation.

Historiquement, la notion des réseaux écologiques est étroitement liée à celle des corridors et passages à faune. En milieu terrestre, les corridors sont délimités sur la base d'informations relatives à des espèces dont la présence et les déplacements sont facilement observés, comme le chevreuil, le cerf ou le sanglier (voir Burnand et al. 1986 pour un exemple). Des travaux plus récents montrent que ce type d'analyse peut être menée de manière systématique, pour optimiser la localisation des passages à faune (Ramp et al. 2005) et que l'influence du réseau routier peut jouer un rôle significatif sur la viabilité d'espèces menacées, comme le tigre (Linkie et al. 2006). Ce type d'approche permet de proposer le squelette d'un réseau biologique, sans toutefois indiquer les caractéristiques en termes de largeur et structure que de tels axes de réseau devraient avoir. Dans plusieurs pays européens, des inventaires des principaux corridors à faune ont ainsi été établis, notamment en Suisse (Holzgang et al. 2001). A noter que ces notions peuvent également s'appliquer au milieu aquatique, la fragmentation du milieu y étant induite par des barrages et les passages à faune installés sous la forme d'échelles à poissons.

Pour être fonctionnels, les corridors doivent cependant être adaptés au comportement et à la biologie des populations considérées et donc avoir une largeur et une structure tenant compte des effets de bord et des caractéristiques écologiques des espèces. En effet, les distances de dispersion des différentes espèces sont variables (tableau 3.2), tout comme leur modes de dispersion. Certaines espèces vont donc activement suivre les axes du réseau, alors que d'autres vont simplement diffuser au sein des habitats constituant le corridor, qui doit donc leur permettre un accomplissement de tout ou partie de leur cycle vital (Fig. 3.3 et 3.4).

Tableau 3.2.- Distances de dispersion (valeurs maximales approximatives) de diverses espèces animales (d'après Hanski 1994 et SSBF 1995).

Insectes	Distance	Mammifères	Distance
Orthoptères		Campagnols	0.3 km
<i>Metrioptera bicolor</i>	0.4 km	Musaraignes	0.9 - 2 km
Lépidoptères		Muscardin	1.7 km
<i>Euphydryas editha</i>	8 km	Loir	1.8 km
<i>Hesperia comma</i>	11 km	Fouine	5 km
		Lièvre	5 - 7 km
		Renard	50 km
		Chevreuil	70 km
		Sanglier	200 km

Le long de tels corridors, l'analyse des animaux trouvés périssés sur les axes routiers (chevreuils, batraciens) permet de localiser les sites favorables à l'aménagement de passages à faune (Société suisse de biologie de la faune 1995). Ces derniers peuvent être infères ou supères, les ponts biologiques supères et assez larges pour contenir une certaine diversité d'habitats semblant être les plus efficaces. Des analyses comparatives d'ouvrages existants montrent qu'une largeur de 50 m environ peut être considérée comme minimale pour des passages à grande faune croisant les axes routiers importants. Certains exemples, comme celui de la Fig. 3.4, montrent cependant qu'un cours d'eau boisé isolé dans le pay-

sage doit présenter une largeur totale plus importante encore, de l'ordre de 200 m, pour que l'ensemble des espèces d'oiseaux caractéristiques de ce type de corridor y soit représenté.

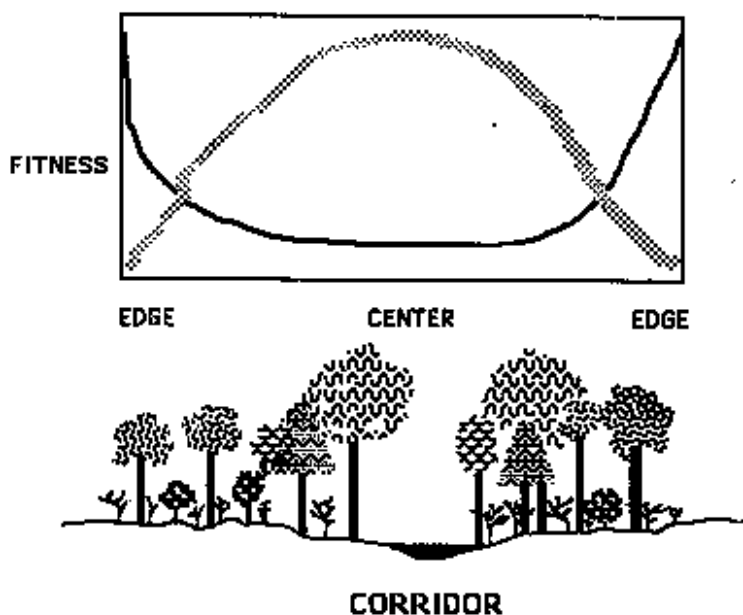


Fig. 3.3.- Selon l'écologie des différentes espèces (les deux courbes représentant deux cas d'espèces distinctes, les habitats du corridor étant représentés en coupe), l'optimum écologique ne se situera pas au même niveau, dans un corridor donné (tiré de Soulé & Gilpin 1991).

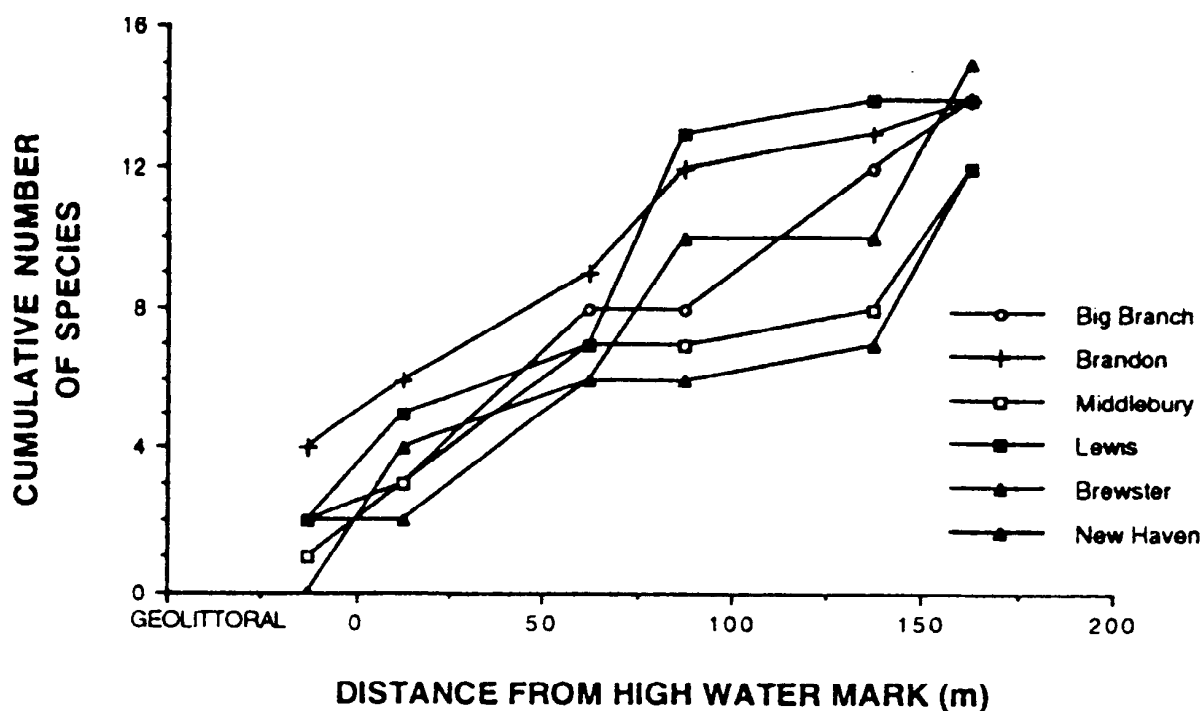


Fig. 3.4.- Relation entre la largeur du corridor formé par les milieux riverains de divers cours d'eau du Vermont (USA) et le nombre cumulé d'espèces d'oiseaux observés (tiré de Spackman & Hughes 1995).

Les caractéristiques nécessaires au bon fonctionnement des passages à faune restent aujourd'hui en grande partie à mettre en évidence, le sujet ayant fait l'objet de relativement peu de recherches validées et publiées. Sur la base de connaissances empiriques et en raison de la nécessité de définir des règles, notamment dans le cadre de la construction de nouvelles routes et autoroutes, la Confédération Ecologie appliquée et conservation de la biodiversité

a cependant émis une directive pour la planification et la construction de passages à faune à travers des voies de circulation (Anonyme 2001 a; DETEC 2001).

Cette dernière distingue 3 types standards de passages à faune:

- Passages supérieurs standard (largeur utilisable par la faune: 45 m + 5 m).
- Passages supérieurs réduits (largeur utilisable par la faune: 25 m + 5 m).
- Passages inférieurs (dimensions variables, largeur utilisable par la faune: en général de 5 à 20 m).

Quant aux réseaux écologiques, qui correspond en quelque sorte à une généralisation du concept de corridor dans le but d'offrir des modalités générales pour l'interconnexion des espaces vitaux, leur mise en place passe par des bases de planification applicables à l'aménagement du territoire, comme la publication proposant, pour la Suisse, un « Réseau écologique national » (Berthoud, Lebeau & Righetti 2004). Des revues plus générales des connaissances en matière d'écologie des corridors sont proposées par Bennett (1999) et Hilty et al. (2006).

Pour la réalisation concrète, sur le terrain, des éléments d'un réseaux écologique, outre la mise ne place de passages à faune pour passer les obstacles physiques, la politique environnementale de la Suisse s'appuie essentiellement sur la politique agricole. En effet, l'ordonnance sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Anonyme, 2001b), à savoir l'ordonnance sur la qualité écologique (OQE), entrée en vigueur le 1er mai 2001, fournit une base légale permettant de conditionner certaines formes de paiements directs à l'agriculture à la mise en réseaux de surface de compensation écologique.

Fragmentation et métapopulations

Du point de vue de la dynamique des populations, le morcellement des habitats conduit à la subdivision des populations en sous-ensembles isolés. Dans ce contexte, la théorie des métapopulations examine les risques d'extinction liés à la fragmentation des habitats. Une métapopulation est définie comme un ensemble de populations locales interagissant par des transferts d'individus, se maintenant au travers d'une dynamique d'extinction et de colonisation de biotopes naturellement fragmentés (patches).

Le modèle de Levins décrit ce phénomène de manière générale en introduisant la notion de dynamique d'occupation des populations locales:

$$dp/dt = mp(1 - p) - ep$$

où : p = proportion de patches occupés (pop. locales), $1 - p$ = proportion de patches libres/à coloniser et m = taux de colonisation, e = taux d'extinction

A l'équilibre :

$$p = 1 - e/m$$

Ce modèle indique donc que la persistance d'une métapopulation nécessite, pour un taux d'extinction donné, un taux de colonisation supérieur à un certain seuil. Or, le taux d'extinction dépend largement de la surface des patches et le taux de colonisation de la distance entre patches. En effet, p s'accroît avec

un accroissement de la surface des patches et avec une distance décroissante entre les patches. Une fragmentation trop importante de l'habitat conduit donc inévitablement à la disparition de la métapopulation.

Lorsque l'habitat d'une espèce commence à se fragmenter, un fonctionnement en métapopulations peut apparaître. Toutefois, une espèce dont la population se fragmente ne fonctionnera pas nécessairement comme une métapopulation, en particulier si ses capacités de dispersion sont faibles. D'autre part, la fragmentation peut simplement conduire à une distribution fragmentée des individus d'une population (ce qui peut influencer la viabilité), mais sans que l'application des notions d'extinction ou de colonisation des patches ne soit pertinente.

En fait, le modèle de Levins ne s'applique directement qu'à des cas assez particuliers comme certaines espèces à fort potentiel de dispersion vivant dans des milieux pionniers. Par contre, ce modèle a une grande valeur heuristique en ce sens qu'il pose la question du rôle de la structure spatiale des populations et du rôle respectif des processus intra- et interpopulations dans la viabilité d'une espèce. A partir du modèle de Levins, d'autres types de métapopulations ont été décrits et modélisés (Fig. 3.5). Une définition formelle de ces différents types de métapopulations est donnée par Hanski & Simberloff (1997).

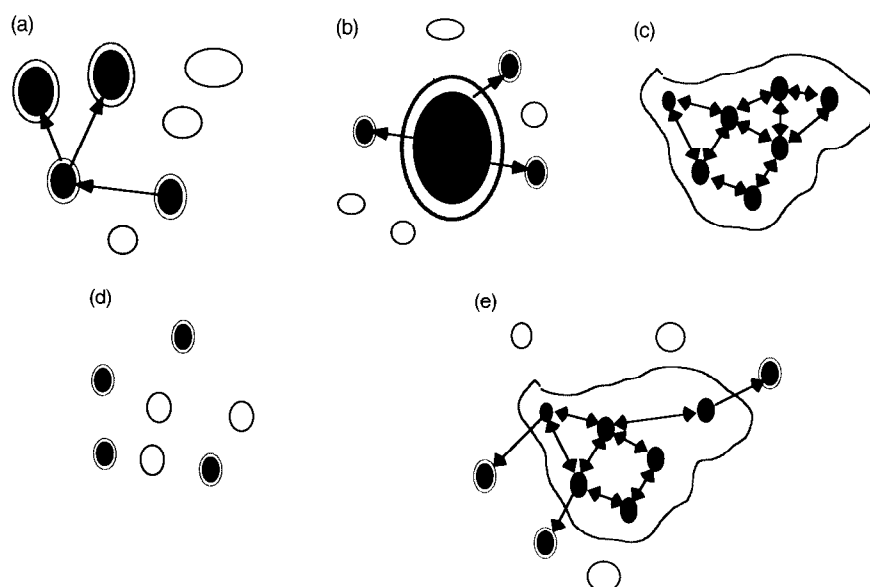


Fig. 3.5.- Différents types de métapopulations: a) classique (Levins), b) îles-continent (MacArthur & Wilson), c) populations localisées, d) non-équilibre, e) type combiné. En noir, les habitats occupés; en blanc, les habitats vacants; flèches=dispersion, ligne continue=périmètre occupé par des populations locales (d'après Harrison & Hastings 1996).

Un des enseignements importants qui découle de la théorie des métapopulations est que, fondamentalement, le fonctionnement spatial de populations ne nécessite pas nécessairement des corridors ou réseaux écologiques continus, mais qu'ils peuvent être simplement composés d'éléments (de patches) ayant une distribution permettant les échanges spatiaux par dispersion (voir Pullin 2002, pour une discussion plus détaillée de la question et des limites actuelles à la compréhension du rôle des corridors et réseaux écologiques artificiellement créés).

3.2 Planification des réserves naturelles

Typologie et fonctions des réserves

Le terme de réserve naturelle s'applique à l'ensemble des territoires délimités dans lesquels la conservation des espèces et milieux naturels constitue un objectif important ou prioritaire. Reconnues de longue date comme un élément fondamental de la conservation de la biodiversité, le nombre des réserves se développe d'une manière globale et leur diversité également, tendant à répondre à des enjeux toujours plus complexes (Lovejoy 2006). L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a proposé une typologie standard, qui tend désormais à être suivie par les Etats :

I. Réserves naturelles strictement protégées. Ce sont en principe des territoires exceptionnels, soumis à un régime de réserve intégrale et scientifique, où la nature est laissée intacte et qui font le plus souvent l'objet d'un suivi scientifique (certains parcs nationaux, comme le Parc national suisse, entrent dans cette catégorie).

II. Parcs nationaux. Ce sont des zones protégées, dont le territoire est principalement géré en faveur de la protection de la nature, tout en étant accessibles aux visiteurs.

III. Monuments naturels. Ce sont des zones dont l'objectif est de protéger et gérer des objets naturels particuliers.

IV. Réserves liées à la gestion d'habitats et d'espèces particulières. Dans ces périmètres, différents types de gestion peuvent être appliqués. Exemples: les réserves pour oiseaux d'eau, où la chasse est interdite; réserves marines, où la pêche et les activités nautiques sont interdites; réserves forestières, où les forêts sont laissées à leur évolution naturelle.

V. Paysages protégés. Diverses formes de périmètres de protection du paysage entrent dans cette catégorie.

VI. Réserves polyvalentes. Cette catégorie recouvre des réserves où la conservation du milieu naturel cohabite avec des activités humaines traditionnelles ou correspondant aux principes de développement durable. On peut sans doute citer l'exemple du Parc jurassien vaudois pour illustrer cette catégorie.

Du point de vue de leur statut juridique, on peut également distinguer:

- les réserves naturelles sous la protection de l'Etat, qui sont des réserves ayant un statut officiel de mise sous protection (décision gouvernementale, inscription dans un plan d'affectation, etc.);
- les réserves naturelles sous protection privée, qui sont simplement des terrains appartenant à une instance qui les consacre à la nature, ou qui sont soumis à un régime contractuel, sans qu'il y ait nécessairement un statut légal de protection;

Au total, on a recensé quelques 6312 réserves naturelles en Suisse (état 1991), dont 1641 lient de manière stricte les propriétaires fonciers. Ces dernières représentent environ 763 km², soit moins de 2 % du territoire national (Pro Natura 1997). Toutefois, cet état a évolué de manière sensible avec l'apparition dans la législation, dès le début des années 1990, d'une série d'inventaires fédéraux, notamment ceux concernant les biotopes d'importance nationale, qui couvrent également environ 2 % du territoire national. A cela s'ajoute la liste des inventaires fédéraux protégeant le paysage, moins contraignants, qui recouvrent environ le 20% du la surface du pays (estimations 2004). Environ un quart du territoire national est donc aujourd'hui soumis à un dispositif de protection. En février 2005, le Conseil fédéral a adopté un projet de révision de la loi sur la protection de la nature et du paysage pour permettre à La

Suisse de se doter de nouveaux parcs d'importance nationale: les parcs nationaux, les parcs naturels régionaux et les parcs naturels périurbains.

Sur un plan général, le type de réserve dépend de sa fonction, de sa vocation et de questions formelles relatives au statut juridique des terrains. Il n'y a donc guère de limite aux genres pouvant être définis. Outre les cas de figure précités, on pourra trouver des réserves ou formes de protections comparables à des réserves et ayant pour but de protéger une ressource naturelle utile à l'homme (les surfaces forestières protégées par le droit suisse par exemple), ou encore des réserves multi-usages, combinant les différents types mentionnés ci-dessus.

D'un point de vue fonctionnel, le rôle des réserves reste fondamental. Le fait de réserver une surface du territoire aux fonctions écologiques des milieux naturels est à la fois une mesure de base de toute politique de conservation et une mesure efficace. Parmi les nombreux exemples démontrant l'utilité de la mise en réserve de territoires, celui des réserves marines est particulièrement démonstratif, puisque divers exemples récemment revus montrent que des bénéfices écologiques sont obtenus dans tous les cas, que la taille de la réserve soit inférieure à 1 km² ou supérieure à 5000 km² (Gell & Roberts 2003).

Toujours sur un plan fonctionnel, Wilson (2002) place la création de réserves naturelles au centre du processus de base de la conservation, qu'il subdivise en trois étapes fondamentales:

- La 1ère: la création de réserves individuelles.
- La 2ème: un programme de restauration écologique, destiné à accroître les surfaces protégées et à coloniser de nouvelles zones destinées à devenir écologiquement fonctionnelles.
- La 3ème: créer des corridors naturels assurant une liaison spatiale entre les réserves naturelles.

Le lien entre les deux thèmes abordés dans ce chapitre est ainsi établi.

Objectifs de protection et plans de gestion

Un aspect important de la définition d'une réserve consiste à déterminer si son but fondamental est de conserver un état ou un processus:

- **conserver un état** (population particulière, chênaie en taillis) revient à planifier des interventions et une gestion pour maintenir l'état;
- **conserver un processus naturel** (zone alluviale, éboulis) revient à éviter toute intervention pour en favoriser le déroulement.

Souvent, la combinaison de ces deux types d'objectifs rend indispensable l'établissement d'un plan de gestion, qui permet de définir quelles interventions sont nécessaires et à quelles conditions. Les plans de gestion comprennent en général:

- une cartographie des milieux avec un inventaire de leurs richesses;
- une identification des processus naturels à favoriser ou à remplacer par une technique d'intervention pouvant s'y substituer;
- une identification des problèmes et nuisances que subissent les milieux;
- une planification, dans l'espace et dans le temps, des mesures de gestion nécessaires pour optimiser la conservation des valeurs naturelles de la réserve.

Le plan de gestion est un outil permettant de fixer non-seulement des objectifs techniques ou scientifiques de gestion, mais également de clarifier les objectifs par rapports à des groupes d'intérêt (collectivités locales, associations, propriétaires limitrophes, etc.). En effet, toute réserve d'une certaine dimension représente, par son impact dans l'organisation et l'exploitation des ressources territoriales, un objet ayant un impact socio-économique, donc susceptible de générer un débat ou des conflits d'ordre politique. Un bon exemple est celui du parc national suisse, dont le projet d'agrandissement a suscité un important débat politique au niveau régional. Un autre exemple, est celui des réserves marines en Méditerranée, dont les impacts socio-économiques sont très significatifs (Juanes 2001).

Comme pour d'autres processus de gestion présentés dans ce cours, la mise en oeuvre du plan de gestion passe par trois phases conduisant, par itération, à une optimisation de la gestion :

- établissement de l'état de référence (cartes, inventaires, etc.),
- définition et mise en oeuvre des actions de protection, d'entretien ou de revitalisation,
- organisation d'un suivi de l'effet des mesures.
- réévaluation des mesures et définition de nouvelles actions.

Systèmes de planification des réseaux de réserves

En Suisse, comme dans d'autres pays, le réseau des réserves naturelles s'est souvent développé au gré des circonstances et sans véritable planification globale. Afin d'optimiser la conservation de la biodiversité, une telle planification est souhaitable. Les systèmes de planification de réseaux de réserves naturelles à l'échelle régionale ou nationale sont essentiellement de trois types:

- **L'approche systématique de protection sectorielle** : les objets exceptionnels de chaque catégorie de biotope ou paysage sont protégés après avoir été sélectionnés en fonction de critères de valeur (CH: biotopes d'importance nationale). L'approche dite des "hotspots" entre également dans cette stratégie (sélection des sites les plus riches).
- **L'analyse de lacunes** : ou "gap analysis"; après cartographie des informations de base sur la végétation et les objets de valeur à protéger, les périmètres de protection et réserves en vigueur, l'accent est mis sur la recherche des types de milieux encore insuffisamment connus ou faisant l'objet d'une lacune dans la protection. L'action principale consiste ensuite à combler ces lacunes. Cette analyse est en principe fondée sur la superposition de données géoréférencées et les lacunes mises en évidence au moyen de recoupements de surfaces à l'aide d'un SIG (Scott et al. 1993; Langhammer et al. 2007).
- **Les systèmes itératifs de sélection** : des critères de valeur comme la complémentarité* et l'irremplaçabilité* des milieux, ainsi que la flexibilité* de sélection sont utilisés pour projeter différents scénarios de planification et sélectionner le scénario optimum de conservation (Fig. 3.6 et tableau 3.3).

Lors de la création et de la délimitation de réserves, hormis la sélection des périmètres à protéger (traité ci-dessus), il est nécessaire de tenir compte d'un certain nombre de critères pour que l'effet de réserve soit efficace. Parmi ceux-ci, on retiendra notamment :

- La taille; celle-ci doit tenir compte de la viabilité des effectifs des populations protégées.
- Les effets de réseau pouvant être établis avec des réserves voisines. La méthode développée par Pellet et al. 2004 pour localiser de manière optimale la distribution spatiale de biotopes favorables à la rainette *Hyla arborea* illustre bien cette question. L'article de Crist et al. (2005) illustre pour sa part le

rôle des zones dénuées de routes situées en périphérie des réserves, comme élément déterminant dans le cadre d'une stratégie de planification de réserves naturelles.

- Les potentialités de gestion de la pression humaine, en fonction de la vocation de la réserve (pédagogique, touristique, conservation d'espèces) et des sources de pression avoisinantes (villes, sites touristiques attractifs, etc.).
- La nécessité d'établir des zones-tampon et donc la faisabilité de la création de zones-tampon fonctionnelles.
- La faisabilité politique, l'expérience montrant l'importance primordiale d'une bonne prise en compte des intérêts de la population locale.
- La faisabilité économique, pour une utilisation optimale des crédits disponibles.

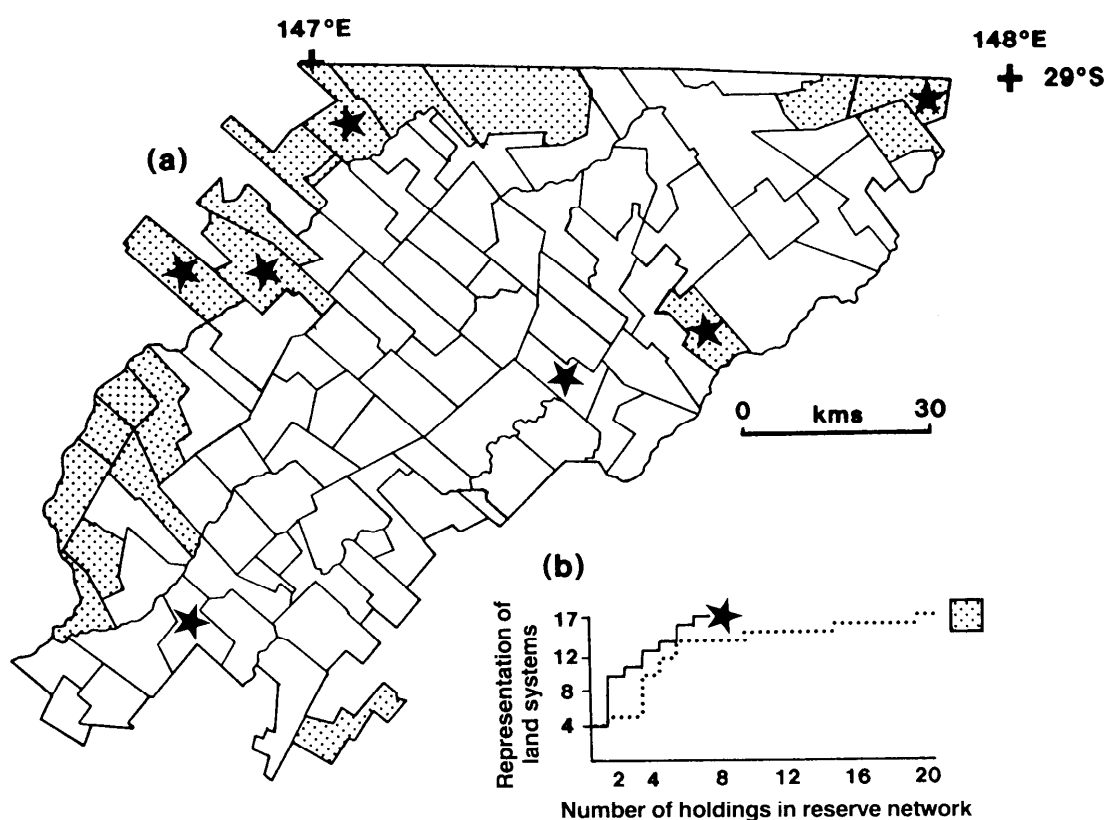


Fig. 3.6.-Sur cette carte représentant 95 domaines agricoles d'une zone de l'ouest de l'Australie, un algorithme de sélection a été utilisé pour sélectionner un réseau représentant les 17 communautés végétales de la zone. Les étoiles indiquent un réseau sélectionné par le critère de complémentarité et regroupant toutes les communautés pour un minimum de domaines, en commençant par la communauté la plus rare. Le second réseau (pointillés) a été obtenu en sélectionnant les domaines en fonction de la rareté moyenne des communautés de chaque périmètre. Il est à relever que ce type d'approche itérative permettrait également d'inclure des critères de voisinage, afin de sélectionner un réseau ayant une certaine continuité dans l'espace (Pressey et al. 1993).

Un exemple d'une approche itérative de sélection d'objets à conserver qui intègre les problèmes de coûts et de faisabilité est le processus de sélection d'objets biologiques d'importance (OBI) en forêt,

développé par plusieurs arrondissements forestiers vaudois dans le cadre d'un programme pilote (Delarze, Maibach & Clot comm. pers.).

Les objets (zone humide par exemple) sont d'abord décrits en fonction de leur valeur biologique actuelle (VA, paramètres positifs) et de leur degré de dégradation (D, paramètres négatifs). La valeur de l'objet (VO) dépend des deux paramètres précités (VA et D), selon la relation

$$VO = VA * (1 - D/20).$$

Une première sélection est ensuite opérée en déterminant la plus-value écologique de chaque objet, qui correspond à la différence entre la valeur de l'objet avec et sans mise en valeur par les mesures de conservation et de réhabilitation. Enfin, une priorisation est effectuée sur la base d'une analyse coûts/bénéfices et d'une évaluation de la faisabilité des mesures à appliquer à chaque objet.

Tableau 3.3.- * Définition de quelques concepts liés aux méthodes itératives de sélection de réserves (Pressey et al. 1993).

Concept	Définition
Complémentarité	Il s'agit d'un critère visant à rendre les territoires sélectionnés aussi complémentaires que possible au niveau des espèces et processus sélectionnés pour le réseau.
Irremplaçabilité	C'est un critère qui mesure la contribution d'un territoire à l'objectif global de conservation. Il mesure donc également l'ampleur de la perte en termes de conservation au cas où ce territoire serait perdu.
Flexibilité	Il s'agit de la flexibilité de sélection qu'il y a, pour le planificateur, si plusieurs réseaux de réserves équivalents en valeur de conservation peuvent être .

Un autre exemple, appliquant directement le principe de l'analyse des lacunes au cas de l'Angleterre, a montré que le système des zones protégées terrestres de ce pays ne couvre pas de manière optimale les différents types de milieux naturels inventoriés, puisque 79 % de ces milieux ne bénéficient que d'une protection sur moins de 10% de leur surface (Oldfield et al. 2004).

D'une manière générale, les algorithmes de sélection de réseaux optimaux de réserves naturelles n'ont été que peu utilisés dans la pratique à ce jour, essentiellement en raison des nombreuses données nécessaires à une bonne utilisation de ces techniques et en raison d'un manque de communication entre chercheurs et praticiens (Cabeza & Moilanen 2001). Il existe cependant des exemples montrant que de telles approches donnent de bons résultats (Oetting et al. 2006), voire meilleurs que l'approche plus classique des "hotspots" par exemple (Fox & Beckley 2005). Ces outils sont également utiles comme aides à la décision dans des contextes dynamiques où les objectifs de conservation évoluent en fonction des processus naturels et des impacts des activités humaines (Pressey et al. 2007).

4. La gestion des communautés et biotopes

4.1 Délimitation, typologie et caractéristiques des communautés et biotopes

Généralités sur les typologies et unités de mesure

Dès lors qu'il ne s'agit plus de gérer des populations, mais des ensembles d'espèces en interaction, il importe en premier lieu de définir et délimiter les systèmes à gérer, dans le but d'établir un état de référence.

La typologie la plus globale est celle des principaux écosystèmes de la planète, ou biomes, qui se base sur des paramètres climatiques et d'aspect de la végétation. Les ouvrages de Pullin (2002) et Townsend et al. (2003) constituent de bonnes références de base sur ce sujet. A un niveau plus précis de description, par exemple à l'échelle d'un pays, on a généralement recours aux techniques de cartographie de la végétation; l'atlas de la végétation à protéger en Suisse de Hegg et al. (1993) illustre bien cette approche. Enfin, à l'échelle locale, à laquelle intervient le plus souvent le praticien, on représente, selon la problématique, les communautés (ou biocénoses) à décrire par le biais de relevés et de cartes de végétation, de cartes des biotopes ou encore par une cartographie de la distribution des espèces d'une communauté animale.

Un exemple de description de la végétation dans un cadre appliqué est donné par le projet-pilote de gestion écologique des forêts de Montricher (Neet et al. 2003). Dans de nombreux cas cependant, les ressources à disposition ne permettent pas d'entreprendre une description aussi précise, qui peut donc être remplacée par une approche consistant à se référer à une typologie des principaux biotopes, basée sur la classification des milieux naturels de la Suisse (voir ci-dessous: "Typologie des biotopes"). Quant aux communautés animales, elles sont délimitées de différentes manières, par exemple en fonction:

- de critères taxonomiques (communauté de papillons),
- de critères fonctionnels (oiseaux insectivores),
- de critères d'habitat et d'appartenance à un réseau trophique (faune d'un étang, insectes coprophages).

Contrairement au cas des communautés végétales, pour lesquelles des méthodes de classification et de cartographie standard ont été développées, les communautés animales sont caractérisées par une multiplicité des approches et une absence de typologie. La seule constante dans l'approche des communautés animales est que celles-ci sont généralement décrites par des listes d'espèces, des distributions d'abondances et des indices de diversité (Shannon, Simpson, nombres de Hill) ou d'équitabilité. Selon l'approche, les nombres d'espèces seront également groupés par fonction trophique (détritivores, phytophages, prédateurs) ou selon d'autres critères pertinents pour l'analyse envisagée (classes de sensibilité à la pollution, etc.).

Caractéristiques des communautés

Pour aborder la gestion de communautés, il est évidemment intéressant de rechercher des caractéristiques générales qui peuvent guider la prise de mesures pour modifier ou corriger l'état de référence. Une

des approches qui permet de déterminer des principes de fonctionnement est celle des réseaux trophiques (Fig. 4.1). En effet, cette approche introduit des descripteurs de la modification d'une communauté, par exemple l'ampleur des modifications subies par le réseau trophique suite à une grave perturbation. Ainsi, le comportement de la communauté peut être analysé non-seulement par le biais de variations du nombre d'espèces, mais également par des modifications de structure du réseau trophique.

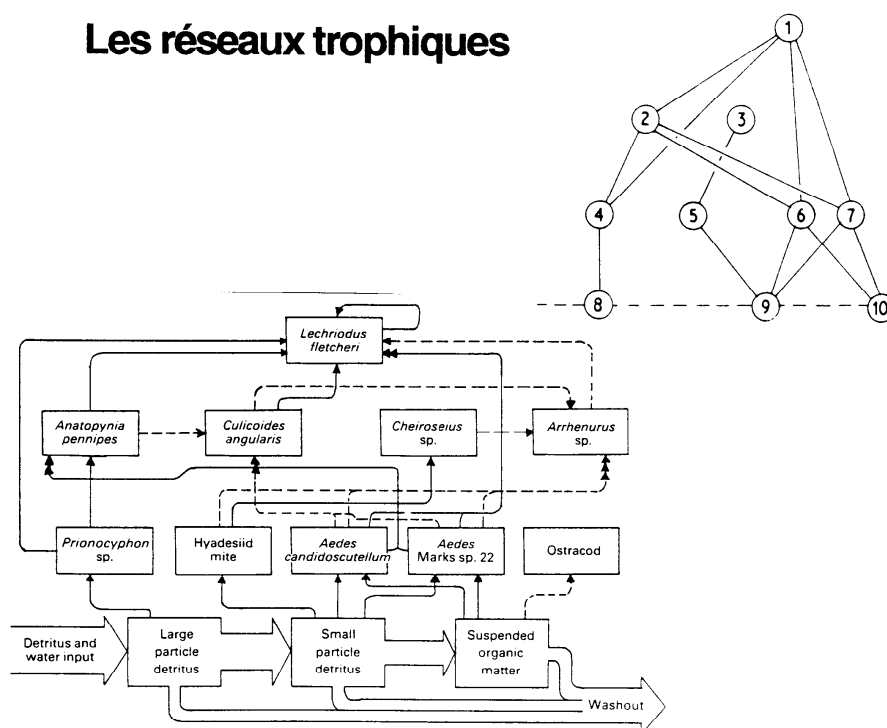


Fig. 4.1.- Le réseau trophique d'une communauté vivant dans des cavités d'arbres remplis d'eau des forêts subtropicales australiennes; à gauche la description schématisée des espèces et des relations établies ou hypothétiques, à droite le même réseau modélisé, les flèches indiquant des liens prédateur-proie pouvant être formalisés (d'après Kitching 1986 et Pimm 1982).

Cette approche est toutefois limitée par les difficultés pratiques liées à la description d'un réseau trophique dans le terrain et par la celle d'en cerner les limites (difficulté qui peut être levée en se focalisant sur des communautés naturellement confinées, comme les microcosmes: voir Srivastava et al. 2004). Elle n'en reste pas moins un axe fondamental pour le développement de la recherche sur la conservation de la biodiversité (Worm & Duffy 2003), y compris pour des questions aussi concrètes que la gestion des ressources piscicoles (Cury et al. 2008).

Les principales caractéristiques et propriétés des réseaux trophiques sont :

- La **résilience**, qui est le temps que met le système (une ou plusieurs espèces du réseau trophique) à revenir à l'équilibre après une perturbation.
- La **résistance**, qui mesure la capacité du système à résister à une perturbation.
- La **persistance**, qui est le temps que met le système avant de perdre des espèces sous l'effet d'une perturbation.

Toutefois, même dans les cas où les réseaux trophiques ne sont pas analysés dans le détail, les concepts qui précèdent peuvent être directement appliqués à des situations concrètes. Ainsi, divers travaux montrent que la résistance d'un système écologique à une perturbation peut varier en fonction de la composition de la communauté, les communautés présentant une diversité plus élevée étant plus résistantes aux perturbations. A titre d'exemple, la résistance plus élevée de cultures de pins à des invasions d'insectes xylophages, lorsque ces cultures sont mélangées à d'autres espèces ligneuses (Jactel et al. 2002). La meilleure résistance de communautés avec une forte diversité spécifique face à des espèces envahissantes a également fait l'objet d'une revue récente sur le plan théorique (Shea & Chesson 2002) et les principes de la théorie des réseaux trophiques sont désormais également appliqués aux analyses écotoxicologiques (Rohr, Kerby & Sih 2006).

Un autre aspect particulièrement important de la description des communautés est la prévisibilité d'une communauté (Fig. 4.2). En effet, si la structure d'une communauté se répète et se maintient au cours du temps, elle est qualifiée de prévisible. Dans le cas contraire, si la composition en espèces et leurs abondances varient sans cesse au cours du temps, on peut se poser la question de savoir si l'on a réellement à faire à une communauté ou à un assemblage aléatoire d'espèces.

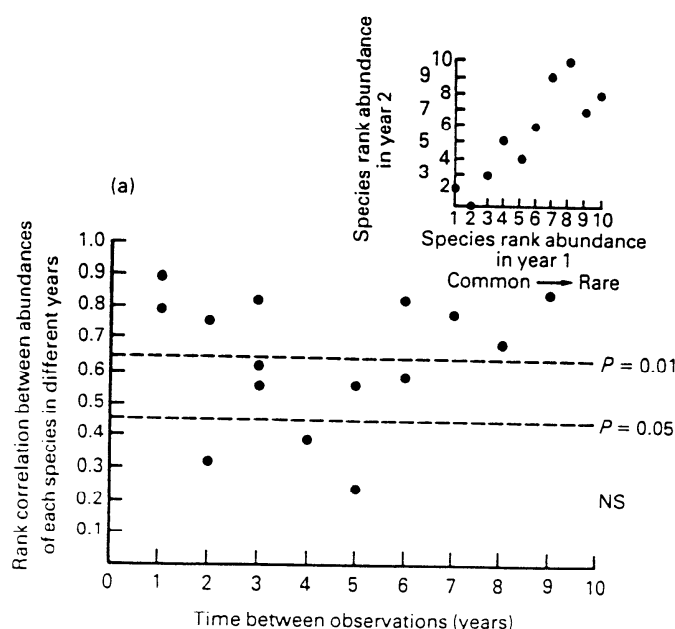


Fig. 4.2.- Test de la prévisibilité de la structure d'une communauté d'invertébrés phytophages se nourrissant sur des fougères. Les comparaisons ont été effectuées entre années, en fonction du rang d'abondance des espèces de la communauté (Lawton 1984).

Dans de nombreux cas de figure, on constate également des phénomènes de succession dans la composition en espèces, le long d'un gradient environnemental ou au cours du temps (colonisation de milieux pionniers). Dans les communautés végétales en particulier, la structure et la composition en espèces peut donc être révélatrice d'un stade de la succession (voir Townsend et al. 2003 pour un exposé résumé sur ce thème). Un exemple classique parmi les communautés animales est la présence simultanée, chez les batraciens, du crapaud calamite (*Bufo calamita*) et du sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*), espèces caractéristiques des milieux pionniers. Récemment, les théories sur les réseaux trophiques ont donné naissance à une nouvelle approche, les analyses de viabilité des communautés, qui ambitionnent notamment d'évaluer les risques d'extinctions secondaires, à la suite de l'extinction d'une espèce au sein d'une communauté (Ebenman & Jonsson 2005).

Typologie des biotopes

L'approche consistant à aborder la gestion des communautés animales et végétales par le biais de la notion de biotope ("en conservant le biotope, on conserve sa biocénose") est de loin la plus fréquente dans la pratique. Pour la description des biotopes et écosystèmes, la Suisse dispose d'une typologie standard (tableau 4.1). Le recours à une typologie standardisée des biotopes est essentielle pour la gestion, notamment dans le domaine des évaluations d'impacts à grande échelle, ainsi que pour permettre une saisie systématique des informations dans des bases de données.

Tableau 4.1.- Un exemple de typologie pouvant être utilisée pour la description des biotopes : la typologie des milieux naturels de Suisse (Delarze, Gonseth & Galland 1998).

Typologie générale (complète)	
1. Eaux libres (milieux aquatiques) 2. Rivages, lieux humides (mil. palustres) 3. Glaciers, rochers, éboulis et moraines 4. Pelouses, prairies (tapis graminéens et gazons ras) 5. Lisières, mégaphorbiées, broussailles	6. Forêts 7. Végétation pionnière (milieu rudéral) 8. Plantations, champs, cultures 9. Milieu construit (dépourvu de végétation)

Extrait de la typologie détaillée (exemple pour le type 2)	Terminologie phyto-sociologique
2. Végétation des rivages et lieux humides (milieux palustres) 2.0 Rivages sans végétation 2.1 Rivages avec végétation 2.1.1 Dépression inondée à utriculaires 2.1.2 Roselière 2.1.2.1 Roselière lacustre 2.1.2.2 Roselière terrestre 2.1.3 Végétation temporaire des grèves 2.1.4 Végétation des rives d'eau courante 2.2 Bas-marais 2.2.1 Magnocariçaie 2.2.1.1 Magnocariçae s.str. 2.2.1.2 Formation à marisque 2.2.2 Parvocariçaie acidophile 2.2.3 Parvocariçaie neutro-basophile 2.2.4 Cariçaie de transition 2.2.5 Grpmt pionnier des bords de torrents alpins 2.3 Prairies humides 2.3.1 Prairie à molinie 2.3.2 Prairie à populage 2.3.3 Mégaphorbiaie marécageuse 2.4 Tourbière 2.4.1 Tourbière à sphaigne 2.5 Végétation annuelle temporairement inondée 2.5.1 Végétation de petites annuelles éphémères	Sphagno-Utricularion Phragmition Phalaridion Littorellion Glycero-Sparganion Magnocaricion Cladietum Caricion fuscae Caricion davallianae Caricion lasiocarpae Caricion bicolori-atrofuscae Molinion Calthion Filipendulion Sphagnion magellanici Nanocyperion

Valeur écologique d'un biotope

Contrairement à la typologie des biotopes, la méthodologie permettant de définir objectivement le statut et la valeur écologique d'une communauté ou d'un biotope n'a pas été standardisée à l'heure ac-

tuelle. Parmi les critères mesurables auxquels on peut avoir recours pour l'évaluation de la valeur écologique d'un biotope, on citera notamment :

- la surface du biotope,
- la fréquence (rareté) du type de biotope,
- la vulnérabilité du biotope,
- le degré d'isolement spatial,
- le degré d'anthropisation,
- la phase dynamique (stade dans la succession),
- l'hétérogénéité structurelle
- la richesse en espèces et leur rareté,
- la présence d'espèces endémiques,
- la disparité et le potentiel évolutif des espèces du milieu.

Pour l'établissement de listes de biotopes d'importance nationale, des indices numériques basés sur ce type de critères sont parfois utilisés, comme la formule d'évaluation développée pour les sites de reproduction de batraciens (Borgula et al. 1994).

4.2 Stratégies de gestion et de conservation

Un certain bagage de connaissances théoriques et empiriques existe en matière de gestion des biotopes, communautés et écosystèmes. L'effet de divers types de pollutions sur les écosystèmes aquatiques est par exemple bien connu. On ne dispose cependant pas de connaissances de base étendues sur la manière d'influencer une communauté ou un biotope donnés pour en optimiser la diversité spécifique et la valeur écologique. Cette limite aux connaissances est liée à la complexité de l'organisation écologique des communautés et écosystèmes et au fait que certains aspects de l'organisation écologique ne peuvent pas être influencés par l'homme (voir plus bas).

Pour de nombreux auteurs, la notion même de "gestion des écosystèmes" est donc discutable. En effet, l'action qui peut être menée se limite à préserver des espèces ainsi que des biotopes dans un certain état ou encore à favoriser des processus naturels (inondation, feux, successions végétales, etc.). Par contre, les processus évolutifs (variabilité génétique, spéciation, etc.) ainsi que la plupart des processus écologiques (effets climatiques, cycles biogéochimiques, etc.) ne peuvent être soumis à une gestion ponctuelle.

Problématique du dynamisme de la nature

Au chapitre traitant de la gestion de l'espace et des réserves naturelles, la notion de conservation d'un état ou d'un processus a été abordée. Lorsqu'un état doit être maintenu, c'est souvent parce que les processus naturels générant ce type d'état ont disparu ou ont fortement régressé. Dès lors, des modes de gestion sont appliqués pour maintenir l'état désiré en tentant de maîtriser le dynamisme des systèmes naturels.

Un bon exemple de la gestion d'un écosystème très dynamique est celui de la Grande Cariçaie, située sur la rive Sud du lac de Neuchâtel. Les marais et roselières de la rive Sud sont caractéristiques de zones subissant de régulières variations du niveau de l'eau. Le niveau du lac de Neuchâtel étant strictement régulé depuis le début du siècle, il est apparu que les variations de niveau résultant du contrôle du niveau du lac ne suffisaient pas à renouveler la cariçaie. Un programme de fauche des roseaux a donc été mis en place pour lutter contre l'atterrissement et le développement de la forêt au détriment des marais. Ce programme comprend des fréquences d'intervention qui varient en fonction des associations végétales. Depuis, d'autres problèmes sont apparus: le manque de renouvellement naturel des étangs situés dans la roselière et l'érosion de cette dernière par les vagues. Le renouvellement des étangs est dorénavant réalisé par creusage, quant aux vagues, leurs effets seront atténués par l'installation d'ouvrages de lutte contre l'érosion.

Ainsi, la gestion de ce biotope comprend aujourd'hui diverses actions qui se substituent aux processus naturels pour tenter de maintenir des biotopes qui ne peuvent exister que dans le contexte particulièrement dynamique d'une rive naturelle d'un lac. Toutes les conséquences de ces pratiques de gestion du point de vue de leur impact sur les communautés ne sont pas maîtrisées à l'heure actuelle. Toutefois, les quelques travaux ayant analysé l'impact de méthodes d'entretien comme la fauche des roseaux indiquent en général que cet impact est limité si la surface est traitée par parcelles et selon un schéma de rotation temporelle (voir par exemple Dithlago et al. 1992).

Gestion de la diversité spécifique à l'échelle locale

Lorsque le gestionnaire intervient pour favoriser la conservation de la biodiversité, il agit le plus souvent ponctuellement, en un lieu donné, donc à l'échelle locale. A cette échelle, la diversité des espèces dépend d'un certain nombre de facteurs, dont les principaux peuvent être classés comme suit:

- L'hétérogénéité des biotopes. D'une manière générale, plus les structures d'un milieu sont diversifiées, plus on y trouve de niches écologiques et donc d'espèces. Cette relation est assez largement documentée dans la littérature.
- L'influence de la diversité spécifique régionale. La diversité à l'échelle locale est conditionnée par la diversité à l'échelle régionale, qui délimite en quelque sorte le nombre "d'espèces disponibles" pour l'échelle locale. La relation entre diversité régionale et locale est soit linéaire, soit asymptotique, la diversité locale pouvant être limitée par le nombre de niches écologiques disponibles (Fig. 4.3).
- Les interactions entre espèces. Compétition, prédation, parasitisme, etc.
- La variabilité de l'environnement. Comme on peut le montrer dans le cas de la compétition interspécifique, la variabilité de l'environnement (dans l'espace et le temps) favorise la diversité par rapport à un environnement stable.
- Les facteurs historiques. Ces facteurs, notamment depuis l'avènement des activités humaines, jouent un rôle considérable sur la diversité spécifique de nombreux habitats. Beaucoup d'influences historiques sont aujourd'hui irréversibles (urbanisation, réseaux de transports, corrections des systèmes hydrologiques, etc.).

Par rapport à la notion de gestion, il est intéressant de noter que seul le premier de ces facteurs est facilement influencé par l'homme. La gestion intervient d'ailleurs principalement à ce niveau. Le second peut être influencé, mais n'est encore que très partiellement pris en considération pour la gestion, car il nécessite une connaissance à la fois détaillée et globale (sur une grande surface) des espèces. Le troisième facteur, les interactions entre espèces, ne peut guère faire l'objet d'une gestion, si ce n'est sur le

plan des espèces envahissantes, artificiellement introduites dans les communautés naturelles et dont on peut tenter de limiter l'extension. Cette dernière question est traitée plus bas.

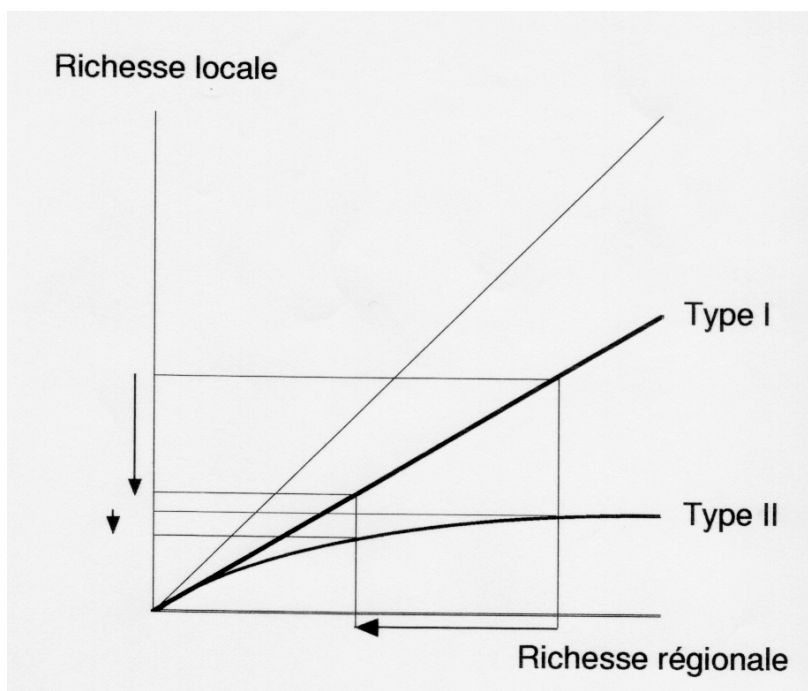


Fig. 4.3.- Modèle graphique de la relation entre diversités régionale et locale. Type I: communautés non-saturées (niches écologiques libres); type II: communautés saturées (limite à la diversité locale). D'après Cornell (1985) et Cornell & Lawton (1992). Ce modèle permet de prédire qu'une diminution de la diversité à une échelle globale ou régionale ne va pas nécessairement conduire au constat d'une diminution proportionnelle à l'échelle locale (dans le type I), ce qui correspond souvent à la situation observée (Sax & Gaines 2003)

En dehors des marges de manoeuvre décrites ci-dessus, les autres facteurs influençant la diversité, par contre, ne sont guère maîtrisables. Dès lors, la biodiversité à l'échelle locale ne peut être que partiellement contrôlée.

La conséquence de ce constat est qu'il est prioritaire de maintenir autant que possible les processus naturels et le potentiel évolutif qui en découle. Quant aux milieux hautement gérés, comme la Grande Carigaie, il n'est pas possible de prévoir si la biodiversité qu'ils abritent pourra être maintenue à long terme. Il n'y a donc, dans l'état actuel des connaissances, pas de réponse technologique à la régression de la biodiversité.

Espèces envahissantes, neozoa et neophyta

Parmi les facteurs à gérer sur le plan de la diversité à l'échelle locale, celui des espèces envahissantes est sans doute l'un des plus cruciaux du fait de son importance croissante dans un monde globalisé et caractérisé par une grande mobilité des biens et des personnes. En effet, l'introduction d'espèces exotiques est un facteur de perturbation et de dégradation du milieu, ainsi qu'un facteur majeur d'extinction d'espèces.

Selon une analyse de Reid & Miller (1989), l'introduction d'espèces exotiques est responsable de 20 % des cas d'extinction connus chez les mammifères, 22 % chez les oiseaux, 30 % chez les poissons et 42 %

% chez les reptiles. Toutefois, selon Gurevitch & Padilla (2004), le nombre de cas précisément documentés d'extinction causées par des espèces envahissantes reste limité. Quant au mécanisme de l'extinction provoquée par des espèces envahissantes, il est lié à l'absence d'espèces adaptées à réguler l'espèce introduite (phytophages, parasites ou prédateurs) et à l'avantage compétitif qui en découle par rapport aux espèces indigènes (Keane & Crawley 2002; Shea & Chesson 2002).

Outre les effets démontrés depuis de nombreuses années des introductions en milieu insulaire, cette problématique touche aujourd'hui toutes les régions du globe, notamment en raison de l'augmentation de la mobilité humaine. Quelques exemples: l'Australie compte 1500 à 2000 espèces de plantes introduites par rapport à une flore de 15000 à 20000 espèces; la Californie compte 50 espèces de poissons d'eau douce introduites pour 83 espèces indigènes; le parc national Kruger en Afrique du Sud compte 363 espèces végétales exotiques (état 2003); l'avifaune de la Suisse compte plus de trente espèces exotiques.

L'UICN a constitué un groupe d'experts mondial qui traite de la question des espèces envahissantes et qui propose une excellente information sur la question (www.issg.org). Ce groupe d'experts, l'Invasive Species Specialist Group (ISSG) a identifié plusieurs centaines d'espèces envahissantes posant des problèmes écologiques et économiques majeurs. Ces espèces appartiennent à tous les groupes taxonomiques. Wilson (2002) cite également une série d'exemples montrant l'impact de l'invasion biologique aux USA, dont le niveau atteignait 4500 espèces exotiques en 1993, pour un impact économique estimé à 137 milliards de dollars par an !

En matière de gestion des espèces envahissantes, les approches sont analogues à celles décrites au chapitre 2 (régulation d'espèces abondantes). Une série d'exemples plus concrets illustrant les tentatives de gestion, voire d'éradication de telles espèces, est donné par un ouvrage de la série des rencontres environnementales du Conseil de l'Europe (1999).

La gestion des biotopes dans la pratique: principes

Malgré les limites présentées ci-dessus, un certain nombre de principes de gestion des biotopes dans la pratique peuvent être énoncés. Ces principes peuvent être regroupés en deux stratégies de conservation: la première consiste à limiter ou à supprimer les facteurs de perturbation et de dégradation des biotopes, la seconde consiste à reconstituer ou revitaliser les milieux dégradés.

Dans la **première stratégie**, les principes se réduisent au développement de solutions techniques pour corriger des facteurs de dégradation parmi lesquels figurent les suivants :

- La fragmentation et les altérations physiques.
- La modification du régime d'apport en nutriments (apports en azote et autres nutriments comme le phosphore, qui figurent parmi les facteurs les plus importants et les plus fondamentaux expliquant les modifications et pertes de la biodiversité, notamment dans le milieu agricole et les milieux aquatiques).
- Les pollutions au sens strict, qui sont ici définies comme les pollutions d'un milieu par toute substance induisant des perturbations ou des dégradations.
- Les perturbations par la pression humaine (activités de détente dans la nature, effets des éclairages artificiels, du trafic et des nuisances sonores ou encore prélèvements d'individus, spécimens ou éléments structurels des milieux).

La **seconde stratégie** consiste à effectuer des interventions sur l'écosystème ou le milieu dégradé (Fig. 4.4), soit en instituant les conditions permettant d'initier un processus de succession, soit en plantant

des espèces ou en installant un milieu pour reproduire une situation aussi proche que possible du milieu non-dégradé. Dans ce type d'intervention, il est essentiel de tenir compte du fait que tout milieu naturel correspond à une phase au sein d'une succession végétale et que son évolution peut être spontanée ou au contraire nécessiter des interventions conséquentes, en fonction des modifications historiques apportées par l'homme. Cette problématique est illustrée par le cas des friches agricoles, documenté par Cramer et al. (2007).

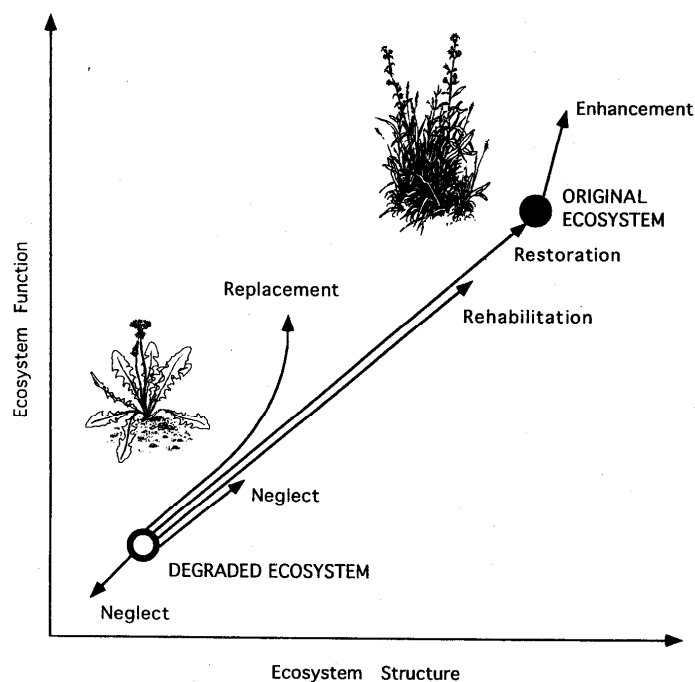


Fig. 4.4.- Représentation conceptuelle du processus de restauration d'un écosystème et de processus similaires (d'après Bradshaw 1984). Voir le texte pour plus de détails. NB. En cas de "négligence", soit sans intervention de gestion, l'écosystème peut soit se dégrader davantage, soit se réhabiliter spontanément.

Ces différentes formes d'intervention peuvent être définies de la manière suivante:

- Remplacement - Il s'agit de substituer un nouveau milieu au milieu dégradé (exemple: création d'un étang au lieu d'une prairie humide dégradée par drainage).
- Réhabilitation ou revitalisation - Il s'agit de mesures visant à améliorer la fonctionnalité et les structures du milieu pour se rapprocher du milieu original, sans toutefois restaurer complètement ce dernier (revitalisation d'un cours d'eau en créant des berges, des sinuosités et un nouveau lit artificiels, mais proches d'un cours d'eau naturel).
- Restauration - C'est le processus de restauration complète du milieu (exemple: création d'une haie d'essences variées par plantation) ou de reconstitution des conditions propres à l'implantation d'un milieu particulier (restauration d'un régime d'inondations favorable à la dynamique de la végétation palustre).

Dans la restauration écologique, les interventions destinées à recréer des conditions favorables à l'existence de milieux dynamiques ou des conditions abiotiques particulières n'ont pas toujours l'effet prévu. En effet, certains milieux ont une forte résilience, voire évoluent vers des états alternatifs, en fonction de facteurs comme la concurrence et les interactions trophiques entre espèces, la présence d'espèces exotiques, la distribution spatiale des milieux ou l'influence de différents facteurs abiotiques (Suding et al. 2004). Un modèle conceptuel basé sur l'évolution entre l'état actuel et l'état cible a été proposé par Byers et al. (2006) pour mieux cerner les effets respectifs de l'action directe du gestionnaire et de l'influence d'espèces-clef des processus de restauration, illustrant également la difficulté de prévoir actuellement le résultat de telles actions.

Cette imprévisibilité implique qu'il est fondamental de documenter les expériences de restauration. De même, le simple entretien et les aspects techniques de la gestion de routine des milieux naturels constituent des domaines essentiels où l'expérience est encore naissante. Ce travail de description soignée des expériences d'entretien des milieux est nécessaire pour :

- mettre en évidence les avantages/inconvénients des techniques, ainsi que leurs coûts,
- contribuer à augmenter la rigueur des méthodes de gestion,
- contribuer à améliorer la prévisibilité des effets des actes de gestion sur l'évolution des milieux et donc
- contribuer à mettre en évidence les limites des actes de gestion .

Dans tous les cas de figure, ces interventions de gestion entrent dans une séquence d'étapes indispensables (voir Gilbert & Anderson 1998 ou Pullin 2002 pour plus de détails):

- fixation des objectifs de l'intervention sur le milieu
- coordination avec d'autres bases de planification (qualités paysagères, fonctions agricoles, connectivité avec d'autres milieux naturels)
- détermination des données de base du site (statut des parcelles et des acteurs concernés; inventaire de la faune et de la flore; caractéristiques hydrologiques ou de qualité des sols, etc.)
- détermination des facteurs de dégradation à corriger (pollution, surexploitation, dérangements)
- choix des techniques, établissement de devis, identification des procédures administratives à suivre
- détermination des modalités de gestion à long terme
- organisation d'un suivi et documentation de l'intervention, ainsi que de ses effets.

La dernière étape est essentielle en ce sens qu'elle sert ensuite de base à l'optimisation des mesures d'intervention sur le milieu (voir par exemple Cummings et al. 2005).

4.3 Contrôle et monitoring de la biodiversité

La surveillance des effets de la gestion sur le plan des communautés peut être abordée à deux niveaux:

- à un niveau global (baseline monitoring), le but étant, indépendamment d'un projet spécifique, de disposer d'un suivi global de l'ensemble des éléments d'une politique sur la biodiversité; on retrouve ce principe également dans le principe des indicateurs du développement durable (voir chapitre 6) appliqués au domaine de la biodiversité.
- au niveau d'un projet spécifique, comme contrôle de son efficacité; dans ce cas, il doit s'agir d'un monitoring lié à un protocole précis (voir chapitre 1), pour éviter le piège du monitoring pratiqué en tant qu'activité pour elle-même et ne répondant pas au contrôle d'efficacité de mesures de conservation bien précises (Nichols & Williams 2006).

Dans les deux approches, il s'avère difficile de procéder à un monitoring de toutes les espèces et de leurs interactions. Pour cette raison, des systèmes d'indicateurs ont été développés, de manière à percevoir les variations des communautés au travers de certains de leurs éléments.

Depuis le sommet de Rio, le sujet du monitoring de la biodiversité est devenu un objet de grande actualité. Différents paramètres de référence ont été proposés pour l'établissement de réseaux de surveillance sur un plan international. Parmi ceux-ci, ce sont essentiellement des critères faisant intervenir des nombres d'espèces qui sont envisagés. Cela confirme les grandes limitations des connaissances actuelles au niveau des communautés et écosystèmes et les lacunes en matière de monitoring de l'état des biotopes, habitats et milieux (voir Balmford, Green & Jenkins 2003, pour un traitement récent de cette problématique). En effet, à défaut de typologies de référence, le simple fait de dénombrer les communautés et écosystèmes connus ne peut être envisagé.

Un système d'indicateurs destiné à permettre la surveillance de la biodiversité a été mis en place en Suisse (tableau 4.2), dans le cadre du Monitoring de la biodiversité en Suisse (OFEFP 1996/1999, MBD 2006). Ces indicateurs se répartissent en trois catégories: les indicateurs d'état, de pression et de réponse (modèle PSR: Pressure, State, Response). Ces indicateurs se veulent pragmatiques et mesurables sans de trop grandes difficultés techniques. Les premiers résultats, sous forme d'un bulletin de l'état de la biodiversité sont désormais disponibles (MBD 2006) et peuvent également être consultés en ligne (www.biodiversitymonitoring.ch). L'observatoire de la biodiversité en Suisse, responsable de ce programme, réunit et diffuse ces informations, de manière à opérer une surveillance globale de l'état de la biodiversité, sans lien avec des projets particuliers relevant de la protection de l'environnement (baseline monitoring).

Indicateurs d'état, de pression et de réponse

Les indicateurs d'état mesurent la biodiversité elle-même et donc ses changements. L'accent est mis sur les indicateurs de diversité spécifique. Un exemple de ce type d'indicateur est la surveillance des espèces banales. Il s'agit de la simple surveillance de la biodiversité ordinaire, exactement comme la surveillance de paramètres météorologiques ou de pollution des eaux ou de l'air par exemple. A terme, des programmes de surveillance générale du nombre d'espèces animales ou végétales présentes sur un réseau de stations témoin et permettant de suivre l'évolution à long terme de la diversité des espèces sera mis en place.

Les indicateurs de pression expriment le degré de menace qui pèse sur la biodiversité en mesurant le changement de niveau de différents facteurs de menace ou de pression. Pour cette catégorie aucun indicateur de la diversité génétique n'a été retenu pour l'instant.

Les indicateurs de réponse mesurent l'intensité des mesures prises en faveur de la préservation de la biodiversité. Ici également, aucun indicateur génétique n'a été retenu. D'autre part, comme pour les indicateurs de pression, les indicateurs relatifs à la diversité spécifique et des biotopes tendent à se confondre dans cette catégorie.

Tableau 4.2.- Exemples d'indicateurs retenus pour la surveillance de la biodiversité en Suisse (OFEFP 1996/1999, MBD 2006)

Catégories	Exemples
Indicateurs d'état : Diversité génétique Diversité spécifique Diversité des biotopes	Nombre de races de bétail et de plantes cultivées (Z1) Diversité des espèces en Suisse et dans les régions (Z3) * Diversité des espèces dans les paysages (Z7) * Diversité des espèces dans les habitats (Z9) * Nombre d'espèces menacées à l'échelle mondiale présentes en Suisse (Z4) Bilan des espèces figurant sur les listes rouges (Z5) Etendue des biotopes de valeur (Z10)
Indicateurs de pression : Diversité génétique Diversité spécifique Diversité des biotopes	Pas d'indicateurs définis actuellement Pas d'indicateurs définis actuellement Surface des zones laissées à la nature (E3) Longueur des éléments linéaires du paysage (E4) Charge en azote dans le sol (E6) Qualité des eaux courantes et stagnantes (E13)
Indicateurs de réponse : Diversité génétique Diversité spécifique Diversité des biotopes	Pas d'indicateurs définis actuellement Espèces menacées dans les zones protégées (M3) Etendue des réserves naturelles (M1) Surfaces de compensation écologique (M4)

* Les trois indicateurs essentiels du MBD actuellement

Espèces indicatrices, espèces parasol et espèces-clef

Une alternative à l'approche présentée ci-dessus (tableau 4.2), qui multiplie les indicateurs pour couvrir les différents aspects de la biodiversité, est une approche synthétique, basée sur quelques espèces particulières, qui intègrent une information relative aux communautés dont elles sont des éléments. La notion d'**espèce indicatrice** couvre une série de cas de figure et répond donc à diverses définitions. Il s'agit à l'origine, pour les botanistes, d'espèces végétales indiquant des caractéristiques particulières du sol ou de la station.

D'une manière générale, ce terme est aujourd'hui utilisé pour désigner des espèces dont la présence témoigne d'une certaine qualité du milieu (exemples: la perdrix en zone agricole, le castor dans les zones alluviales).

Le principal défaut de cette notion est précisément un manque de clarté sur ce que ces espèces sont censées indiquer. On trouve d'ailleurs diverses adaptations du concept, par exemple avec la notion de taxon indicateur de richesse spécifique. Ainsi, les Ithomiinae sont un groupe de lépidoptères dont la richesse spécifique dans les forêts tropicales d'Amérique centrale et du sud permet de prédire la richesse spécifique globale des lépidoptères dans les mêmes milieux (Beccaloni & Gaston 1995). Une autre adaptation est celle d'indicateur des effets de la fragmentation, comme dans le cas d'espèces d'oiseaux dont les modifications comportementales liées à la présence de barrières dans leur habitat et dans leur niche acoustique est considérée comme un bon moyen de détection avancée d'impacts (Laiolo & Tella 2005).

En principe, un bon indicateur doit avoir les deux caractéristiques suivantes (McGeoch & Chown 1998):

Ecologie appliquée et conservation de la biodiversité

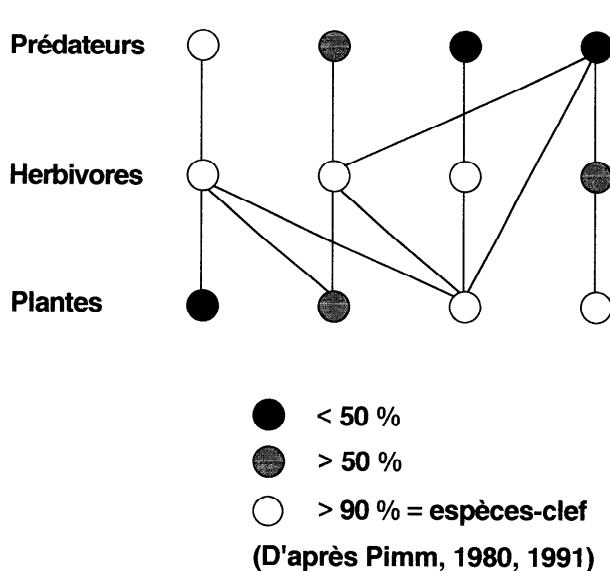
Cours C. Neet 2010

- une spécificité élevée (être strictement caractéristique, du milieu ou des conditions environnementales faisant l'objet de l'indication)
- une fidélité élevée, à savoir avoir une forte chance d'être échantillonné dans le milieu en question

Les **espèces parasol** sont des organismes qui, lorsqu'elles font l'objet de mesures de conservation, entraînent des retombées favorables pour toute une série d'autres espèces présentes dans la même communauté, essentiellement par ce que les espèces parasol ont généralement de telles exigences en matière d'habitat que le fait de les protéger est automatiquement favorable à de nombreuses autres espèces. Le grand tétras *Tetrao urogallus* illustre ce cas de figure.

La notion d'**espèce-clef** (keystone species) est essentiellement théorique et encore peu documentée dans la pratique. Il s'agit d'espèces dont le rôle écologique au sein d'un réseau trophique est nettement supérieur à ce qu'indique leur abondance. Les espèces-clef sont celles dont le rôle au sein d'un réseau trophique est important pour le maintien d'autres espèces (Fig. 4.5).

Fig. 4.5.- Dans ce modèle de réseau trophique, les espèces (cercles) ont été retirées à plusieurs reprises, en faisant varier les paramètres du modèle. Les % indiquent la proportion de simulations ou le retrait d'une espèce a entraîné la perte d'autres espèces du réseau. Les espèces indiquées en blanc sont considérées comme espèces-clef (d'après Pimm 1991).



La surveillance des espèces-clef est importante car elle permet, en théorie, de surveiller l'état global de bon fonctionnement d'un réseau trophique ou d'un écosystème par la surveillance des espèces occupant une fonction écologiquement plus importante que la moyenne. Simberloff (1998) souligne l'importance de cette approche, dont les premiers exemples documentés commencent désormais à être cités dans les ouvrages de référence (voir Townsend et al. 2003 par exemple).

5. Impacts sur l'environnement et mesures de conservation biologique

5.1 Pollution et gestion des eaux de surface

Qualité de l'eau (types de pollutions)

L'utilisation des eaux de surface par l'homme remonte à la plus lointaine histoire. Au cours des derniers siècles, cette utilisation est devenue très intense et a donné lieu au problème considérable de la pollution des eaux, c'est-à-dire l'augmentation de la concentration en substances ou en énergie liée aux activités humaines et ayant pour conséquence la dégradation de des communautés aquatiques ou de leur milieu. On distingue trois types de pollutions (Ramade 1974):

- biologique (micro-organismes, matières organiques),
- chimique (substances toxiques),
- physique (variations de température, radioactivité).

Une autre approche de description de l'effet des polluants, basée sur les types de pollutions caractérisant les grandes catégories de milieux (urbain, agricole, atmosphérique) est proposée par Townsend et al. 2003.

La **pollution biologique**, liée à l'apport en excès de matières organiques ordinairement présentes dans le milieu, entraîne un fort développement bactérien et des problèmes sanitaires. La charge de pollution organique s'évalue en DBO5: demande biochimique en oxygène en 5 jours, soit la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes décomposeurs pour dégrader entièrement les matières organiques présentes dans un litre d'eau polluée. La charge en pollution organique influence fortement les biocénoses aquatiques, qui peuvent être caractérisées en fonction du niveau de pollution. Les effets de la pollution biologique sur les communautés aquatiques fait l'objet de nombreuses publications de synthèse, comme celles de Ramade (1974) et de Calow et al. (1990).

La **pollution chimique** est le fruit d'un nombre considérable de composés qui sont en principe absents du milieu naturel, sinon sous la forme de traces. Ces polluants sont, en particulier, des métaux lourds, des composés organochlorés et organophosphorés ainsi que de diverses formes d'hydrocarbures. Ces pollutions ont des effets variables, qui s'expriment souvent sur le plan physiologique, avec des conséquences sur la fertilité ou la survie des organismes. En laboratoire, les effets toxiques de la pollution chimique s'évaluent par des indices de toxicité du type CL50 (concentration susceptible de faire périr 50% d'une population animale en 24 heures en conditions de laboratoire). Sur le terrain, les analyses consistent plutôt à comparer les paramètres physiologiques, démographiques et écologiques de populations échantillonnées sur des sites pollués et non-pollués. Dans de tels contextes, le recours à des marqueurs permettant de mesurer le stress physiologique engendré par les polluants est une méthodologie particulièrement indiquée, car elle permet d'effectuer facilement des échantillonnages répétés et donc de suivre la réponse des populations aux polluants au cours du temps (voir, par exemple, la monographie de Bowyer et al. 2003 sur les effets de la marée noire de l'Exxon Valdez sur la loutre du Canada *Lontra canadensis*).

La **pollution physique** comprend notamment les effets des pollutions thermiques et ceux des isotopes radioactifs. Møller & Mousseau (2006) proposent une revue des effets des retombées radioactives de l'accident de Chernobyl, en 1986, sur les écosystèmes environnants. Les pollutions thermiques peuvent également avoir des conséquences écologiques importantes, comme dans le cas de la pollution thermique, qui influence la survie des organismes ainsi que la composition chimique des eaux. Cette problématique est notamment abordée par Küttel, Petter & Wüest (2002), qui ont examiné les limites de températures supportées par 32 espèces de poissons de la faune helvétique. Sur la base de ce type de constats, des normes de rejet peuvent être fixées pour limiter les impacts des variations de température d'un cours d'eau par exemple.

Actuellement, les bases légales appliquées en Suisse font que la qualité de l'eau est surveillée sur le plan bactérien et au niveau des différents types de polluants. Toutefois, la variété des substances organiques nécessitant une surveillance est telle que la liste des paramètres faisant l'objet, sur le plan légal, de conditions quantitatives de déversement est régulièrement révisée et étendue. Dans sa version de 1991, l'ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées prévoyait déjà le contrôle de 52 paramètres pour autoriser leur déversement dans le milieu naturel. Depuis, cette liste s'est encore développée et les critères ont été affinés. La version actuelle de l'ordonnance peut être directement consultée en ligne.

Tableau 5.1.- Liste des paramètres mesurés par le réseau NAQUA d'observation de la qualité des eaux souterraines en Suisse (OFEFP, OFEG 2004).

Paramètres mesurés par le réseau NAQUA			
Mesures de terrain :	Lithium (Li+)	Nickel (Ni)	BTEX, MTBE :
Conductivité él. (25 °C)	Silicium (Si)	Cuivre (Cu)	Benzène
Température	Zinc (Zn)	Béryllium (Be)	Toluène
pH	Bore (B)	Cobalt (Co)	Ethylbenzène
Saturation en O ₂	Sulfates (SO ₄ ²⁻)	Titane (Ti)	Somme des xylènes
Programme de base :	Nitrates (NO ₃ ⁻)	Argent (Ag)	MTBE
Turbidité	Chlorures (Cl ⁻)	Arsenic (As)	Phytosanitaires * :
CO ₂ , libre	Carbone org. dissous	Plomb (Pb)	Atrazine
Bicarbonates (HCO ₃ ⁻)	AOX	Cadmium (Cd)	Déséthylatrazine
Dureté carbonatée	Fluorures (F ⁻)	Sélénium (Se)	Désisopropylatrazine
Dureté totale	PAN :	Hydrocarbures (HH) :	Simazine
Calcium (Ca ²⁺)	Phosphates (PO ₄ ³⁻)	Chloroforme	Terbutylazine
Magnésium (Mg ²⁺)	Ammonium (NH ₄ ⁺)	1,1,1-Trichloréthane	Terbutryne
Sodium (Na ⁺)	Nitrites NO ₂ ⁻)	Tétrachlorure de carbone	Métribuzine
Potassium (K ⁺)	Métaux lourds :	Trichloréthène	Paramètres isolés :
Strontium (Sr ²⁺)	Chrome (Cr)	Tétrachloréthène	Cyanures (CN ⁻)
Baryum (Ba ²⁺)	Cuivre (Cu)		EDTA, NDTA
<p>AOX : Composés halogénés adsorbables PAN : Phosphates, ammonium, nitrites HH: Hydrocarbures halogénés BTEX : Hydrocarbures aromatiques monocycliques MTBE : Méthyl-tert-butyléther, un des polluants fréquents du trafic et de l'industrie (additif pour carburants) EDTA, NDTA : Réactifs, EDTA = sel tétrasodique de l'acide éthylène diamine tétra-acétique, un réactif titrant complexant</p> <p>*NB. Pour certains paramètres, comme les phytosanitaires, 350 substances actives sont autorisées en Suisse. Le réseau mesure 7 phytosanitaires sur la plupart des stations et, ponctuellement, jusqu'à 88 de ces substances. Pour un tiers des 350 substances, il n'existe pas de méthode d'analyse facilement utilisable.</p>			

Plus récemment, soit dès 1997, a été développé un réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines (réseau NAQUA), basé sur 59 paramètres de mesure sur 390 stations (tableau 5.1). Ce réseau, qui surveille l'état des nappes phréatiques, donne un image de l'impact final de la pollution des

eaux, après l'effet des stations d'épuration et ceux des processus naturels d'épuration et de rétention des polluants. Le rapport 2002/2003 du réseau NAQUA signale que l'eau souterraine peut être utilisée comme eau potable en Suisse, sans hésitation. Toutefois, la présence de traces de produits phytosanitaires, d'hydrocarbures et des teneurs parfois élevées en nitrates signalent désormais l'influence marquée de l'action humaine sur le cycle de l'eau (OFEFP, OFEG 2004).

Toutes les conséquences écologiques et sur la santé de cet ensemble de molécules n'est pas encore entièrement connu. Cette affirmation est bien illustrée par le problème des disrupteurs endocriniens, mis en évidence depuis moins d'une dizaine d'années. Ce sont des molécules organiques perturbant le système hormonal et présentes sous diverses formes dans l'environnement, en particulier dans les eaux courantes. Une des premières substances mises en évidence est une substance à effet oestrogénique (proche de l'effet de l'oestradiol de l'ovaire et du placenta), le nonylphénol polyéthoxylate (NPPE), utilisé comme détergent dans l'industrie des plastics. Depuis, divers composés ont été mis en évidence, notamment des oestrogènes naturels et de synthèse, les produits de dégradation des alkylphénolpolyéthoxylates (dont le NPPE), les produits de dégradation de divers pesticides, différents PCB, etc.

Ces molécules, présentes dans les eaux, sont suspectées de pouvoir interagir de manière nuisible avec le système endocrinien, soit en bloquant, soit en modifiant ou encore en simulant des transferts d'informations hormonales. Elles semblent également jouer un rôle important dans l'augmentation de la fréquence des cancers, comme par exemple celui des testicules dont l'augmentation a été observée depuis quelques années dans plusieurs pays industrialisés. Un premier bilan de la situation en Suisse a été entrepris à partir de 1997 par le biais d'un sondage auprès de 246 organes cantonaux, instituts de recherche et universités ou organisations. Les résultats publiés par l'OFEFP montrent la présence d'une partie des disrupteurs endocriniens connus dans les eaux suisses et notamment la présence de substances comme le NPPE en concentrations parfois supérieures à la concentration critique (PNEC, Predicted No Effect Concentration).

Plus récemment, Lürling & Scheffer (2007) ont montré que les différents résidus de métaux lourds et de pesticides présents dans les eaux peuvent également avoir un effet de disrupteur écologique, en perturbant les transmissions d'informations par voie chimique entre organismes.

Sur la base de telles indications, il est nécessaire d'admettre que, d'une manière générale, les substances polluantes les plus diverses (tableau 5.2) se trouvent aujourd'hui dans la nature, y compris dans les nappes phréatiques qui sont la source de 80 % de l'eau potable utilisée en Suisse.

Une des particularités communes à plusieurs substances polluantes est la **bioaccumulation**, soit la propriété d'être retenue par le métabolisme de l'organisme qui ingère le polluant. Les polluants retenus par les organismes d'un niveau trophique donné se trouvent ensuite concentrés au niveau trophique supérieur, engendrant des concentrations élevées, toxiques ou léthales des polluants au sommet de la chaîne alimentaire.

La gestion du problème de la qualité des eaux s'opère à deux niveaux: à la source et au niveau de l'épuration des eaux usées collectées (avant leur rejet dans le milieu). L'assainissement à la source dépend notamment des effets de la législation, du niveau d'information et de la discipline des usagers. Quant à l'épuration, elle a permis des progrès sensibles, notamment en ce qui concerne la qualité des eaux de nos lacs. Ainsi, le lac Léman, qui a connu un pic de pollution au phosphore à la fin des années 1970 avec des concentrations de l'ordre de 90 µg/l est passé à une teneur de 34 µg/l en 2002 grâce aux efforts successifs de mise en place de la déphosphatation dans les STEP, puis d'interdiction des phosphates dans les lessives. L'objectif à atteindre pour retrouver un Léman comparable à celui des années 1950 est de 20 µg/l. Toutefois, l'épuration n'est pas une solution à tous les problèmes et ses coûts sont élevés. Actuellement, en raison du caractère partiel du contrôle des facteurs de pollution, diverses

substances continuent à s'accumuler dans les réseaux hydrologiques, les nappes phréatiques et les écosystèmes.

Tableau 5.2.- Classification sommaire des principaux polluants, ainsi que leur origine en souligné (d'après Newman, 1993)

Classification sommaire des principaux polluants	
Substances inorganiques <u>Déchets, industries, gaz d'échappement, etc.:</u> Arsenic (As) Métaux lourds: Cadmium (Cd), Cuivre (Cu), Plomb (Pb), Nickel (Ni), Zinc (Zn) Gaz <u>Combustions (combustibles fossiles):</u> Dioxyde de soufre Autres polluants organiques <u>Pesticides naturels:</u> Rotenone <u>Productions industrielles:</u> Hydrocarbures, huiles, pétrole, déchets industriels divers <u>Engrais, production animale:</u> Nitrates, phosphates	Composés organochlorés <u>Insecticides :</u> DDT, lindane, aldrine, dieldrine, endrine <u>Herbicides :</u> 24D, 245T, atrazine, dichlobenil, quintozone <u>Isolants, peintures, lubrifiants :</u> PCBs (Biphényles polychlorés) <u>Autres produits industriels:</u> TCE (Trichloréthylène et autres composés aliphatiques) Composés organophosphorés <u>Insecticides:</u> Malathion <u>Herbicides:</u> Glyphosate Isotopes radioactifs <u>Essais, traitement de déchets et accidents nucléaires:</u> Strontium 90 (demi-vie 28 ans) Cesium 134 (demi-vie 2 ans) Cesium 137 (demi-vie 30 ans)

La **surveillance de la qualité** des lacs et cours d'eau est effectuée :

- au niveau chimique, ce sont des mesures ponctuelles de la qualité instantanée;
- au niveau biologique, par le recours aux invertébrés comme organismes indicateurs; cette seconde méthode est plus intégrative et permet d'apprécier plus globalement les impacts de la qualité de l'eau sur le milieu que les mesures chimiques.

Le principe général du recours aux organismes indicateurs est lié au fait que les différents invertébrés présents dans les écosystèmes aquatiques sont plus ou moins sensibles aux niveaux de pollution. Connaissant les degrés de sensibilité propres à chaque espèce, il est possible, sur la base de la composition en espèces d'un échantillon donné, de situer le niveau de pollution subi par le milieu dont l'échantillon est extrait (surveillance hydrobiologique des lacs et cours d'eau).

Débits

En ce qui concerne les cours d'eau, outre la qualité des eaux, les variations de ses quantités (les débits) jouent un rôle important. Ainsi, par rapport à un cours d'eau situé dans un bassin versant naturel, un cours d'eau situé dans un bassin versant fortement construit et dénué d'ouvrages de rétention (le cas usuel) va en général connaître des débits de crue considérables (provoquant érosions et inondations) et des débits d'étiage très faibles (écologiquement catastrophiques, en raison du manque d'eau, de l'augmentation de la température et de la concentration des polluants notamment).

Lytle et LeRoy Poff (2004) ont examiné les adaptations des organismes aquatiques aux variations de débit, afin de déterminer l'effet écologique et évolutif des modifications anthropogènes des régimes hy-

drologiques, montrant que si quelques conséquences négatives ont été montrées ponctuellement, les implications du problème sont encore mal comprises actuellement.

La gestion du problème des débits se généralise cependant, notamment en Suisse, et passe par:

- une meilleure utilisation des possibilités de rétention des eaux en cas de fortes pluies,
- une meilleure régulation des prélèvements effectués dans les cours d'eau,
- une approche de la gestion à l'échelle du bassin versant.

Le plan de protection de la Venoge est un exemple d'une approche qui tente de traiter globalement ces problèmes (<http://www.vd.ch/fr/themes/environnement/eau/rivieres/venoge-pac/>).

Morphologie des cours d'eau et restauration écologique

Sur le plan écologique, un troisième aspect est important: la morphologie du cours d'eau. En effet, la diversité des niches écologiques d'un cours d'eau va dépendre de plusieurs facteurs morphologiques interdépendants:

- les variations de pente du cours d'eau,
- les variations de la granulométrie des sédiments,
- les variations de la forme du cours d'eau et de son lit, y compris les éléments de structure comme le bois mort,
- les variations de qualité du substrat,
- la morphologie et la végétation des berges,
- les échanges entre le cours d'eau et les nappes phréatiques environnantes.

Depuis quelques années, des schémas de revitalisation des cours d'eau sont proposés. Ils visent souvent un traitement de la morphologie des cours d'eaux, induisant davantage de variations de la profondeur et de la forme du lit du cours d'eau qu'avant le traitement. Une revue récente a montré que la corrélation entre l'augmentation de la diversité morphologique des cours d'eau par revitalisation et l'augmentation de la diversité spécifique des communautés de poissons était rarement significative (Pretty et al. 2003). Harrison et al. (2004) ont montré que les réhabilitations artificielles et locales de la morphologie des cours d'eau n'ont en fait pas d'effet significatif sur les invertébrés aquatiques et suggèrent que la restauration écologique d'un cours d'eau doit être envisagée de manière plus globale, en tenant compte également de la végétation riveraine et ceci à une échelle plus large, en principe celle du bassin versant. Cette approche permettrait en effet de tenir compte des différents paramètres du cycle vital des espèces aquatiques, qui ont souvent des stades de développement externes au cours d'eau stricto sensu et du fait des faibles potentialités de restauration des peuplements à la suite de longues périodes de dégradation de la qualité du milieu.

La restauration écologique des cours d'eau est donc par définition une action pluridisciplinaire, réunissant les paramètres de la morphologie et de la qualité des eaux, avec ceux de la végétation et des pratiques agricoles et d'usage du sol à l'échelle du bassin versant. Ce constat est parfaitement illustré par l'analyse des services écologiques fournis par les cours d'eau effectuée par Giller (2005), qui met en évidence 6 services écologiques et 14 facteurs de perturbation, ainsi que par les standards de succès d'une restauration écologique proposés par Palmer et al. (2005).

5.2 Développement urbain : problématique de la référence glissante

En Suisse, de 1978 à 1989 une surface de 2400 hectares (surface du lac de Morat) a été construite chaque année. Durant la même période 10000 hectares ont subi chaque année une modification du paysage. Cette progression du domaine construit a inévitablement des conséquences sur les surfaces naturelles, constat évident et corroboré par des travaux comme ceux de Hope et al. (2006) et Sochat et al. (2006).

Ce qui l'est moins, c'est que l'homme a tendance à s'habituer à un certain niveau d'urbanisation du paysage qui l'entoure: ses références se situent dans un passé récent, de quelques années, et non dans un passé plus lointain de quelques dizaines d'années. Notre mémoire du paysage et nos références suivent progressivement l'évolution du territoire bâti ou modifié et glissent donc progressivement vers l'acceptation d'une quantité de nature toujours plus faible. Cette dernière tend donc à diminuer sans réellement choquer notre perception du paysage: c'est le problème de la référence glissante. Ainsi, l'état du paysage sur le plateau suisse dans les années trente ou cinquante, pourtant encore peu lointain dans le temps, appartient-il définitivement au passé.

Sur le plan écologique, les effets de l'urbanisation sont une conséquence directe de la croissance démographique et économique. Parmi les effets multiples et complexes que l'urbanisation peut avoir sur la faune et la flore, on citera notamment:

- la perte de surface naturelle utile,
- les effets de la fragmentation,
- l'imperméabilisation des sols,
- la canalisation des eaux de surface,
- la simplification du réseau hydrologique à ciel ouvert,
- l'augmentation des rejets polluants.

Une gestion plus écologique du processus d'urbanisation est possible en luttant contre les effets mentionnés ci-dessus, notamment au travers des instruments de l'aménagement du territoire (voir également le chapitre 6.1).

5.3 Agriculture et milieu forestier

Impacts des activités agricoles et forestières

Le principe des activités agricoles et forestières de production est d'obtenir une récolte, soumise à une exploitation économique. Ainsi, des écosystèmes naturels ont-ils été influencés et gérés de manière à privilégier la production.

Ce fait est particulièrement frappant dans les activités agricoles, qui distinguent parmi les espèces d'un écosystème:

- les espèces productives (exemple: céréales),
- les espèces favorables (exemple: décomposeurs),

- les espèces indésirables (exemple: phytophages).

Ces espèces s'organisent en sous-écosystèmes, répartis en sous-unités épigée (en surface) et endogée (dans le sol), qui sont par ailleurs très interdépendants du point de vue de la biodiversité (De Deyn & Van der Putten 2005).

Le principe général de l'agriculture consistant à favoriser les espèces productives et à éliminer les indésirables, on peut montrer que l'agriculture a essentiellement modifié la sous-unité épigée, la simplifiant au bénéfice d'une culture monospécifique et presque dénuée d'interactions écologiques (compétition, prédation, parasitisme, etc.). La sous-unité endogée, bien que modifiée, est maintenue dans sa structure (Fig. 5.1).

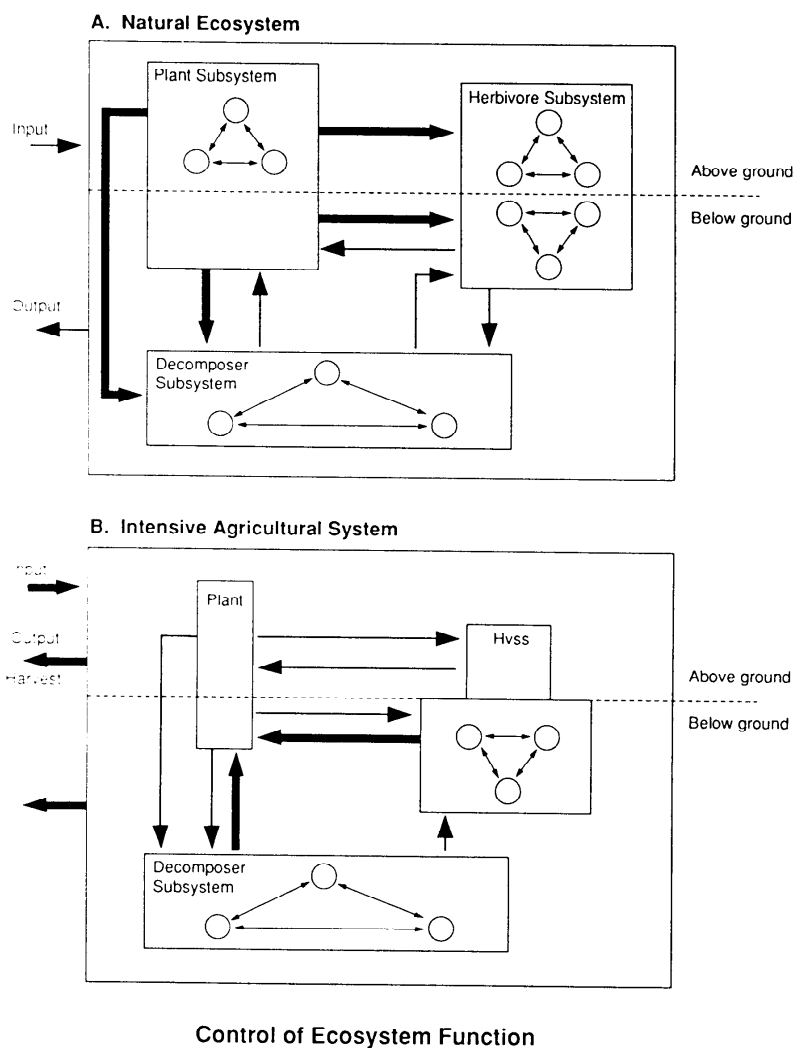


Fig. 5.1.- Représentation schématique de l'agroécosystème (B) par rapport au milieu naturel dont il est dérivé (A). Les flèches indiquent les flux d'énergie et de matière, en fonction de leur intensité. La présence de cercles indique une diversité élevée des organismes de la communauté ou sous-écosystème (Swift & Anderson 1994).

Les **impacts problématiques de l'agriculture** sur le plan écologique sont proportionnels à l'intensité du rendement de la production qui est recherché. En effet:

- L'apport d'engrais et le contrôle du régime hydrique du sol sont effectués de manière à favoriser la plante cultivée; simultanément les conditions écologiques deviennent défavorables pour toutes les espèces ayant des exigences écologiques différentes des plantes cultivées. Parmi les engrais, il convient de mentionner le problème posé par les apports d'azote, qui est sans doute le problème principal actuellement et ceci à l'échelle planétaire. A titre d'exemple, au Royaume Uni, les applications

d'azote dans l'agriculture sont passés de 20 kg/ha dans les années 1940 à près de 200 kg/ha dans les années 1990. Des apports aussi importants ont engendrés des problèmes environnementaux multiples, dont une influence considérable sur toutes les communautés végétales et aquatiques adaptées à de faibles concentrations en azote dans leur milieu (voir Dalton & Brand-Hardy 2003, pour une revue sur la question).

- L'utilisation de pesticides et autres agents chimiques permet de supprimer la plupart des plantes concurrentes, des herbivores et des parasites; la plante cultivée est ainsi favorisée par réduction des autres espèces de la sous-unité épigée.
- Les pratiques agricoles ont, d'une manière générale, conduit à une réduction de l'hétérogénéité des habitats du paysage agricole et, par conséquent, à une diminution globale de la biodiversité (voir Benton, Vickery & Wilson 2003, pour une revue sur la question).

Sur le plan de la faune et de la flore, l'influence de l'agriculture peut être localement positive, par exemple en maintenant une structure diversifiée du paysage (Le Roux et al. 2008) ou par le recours aux pratiques de l'agroforesterie (Bhagwat et al. 2008). Toutefois, de manière globale, plus son mode est intensif et orienté vers la monoculture, plus ses effets sont à considérer comme négatifs (Swift & Anderson 1994). Seul le rétablissement de surfaces n'étant pas influencées dans un but de production, dans le cadre d'une agriculture diversifiée et peu intensive peut permettre d'assainir la situation sur un plan écologique.

Dans la **production forestière**, la sous-unité épigée est nettement moins modifiée que dans le cas de l'agriculture. L'influence de la foresterie sur le fonctionnement écologique de la forêt apparaît essentiellement à trois niveaux:

- Au niveau de la structure d'âge des peuplements, les classes âgées et les stades de dégradation naturelle étant presque totalement supprimés par les interventions sylvicoles (Fig. 5.2), qui impliquent

une récolte de la plupart des arbres autour d'un âge d'une centaine d'années, alors que la plupart des espèces indigènes vivent de 200 à 700 ans pour les feuillus et jusqu'à 600 ans pour les résineux (voir Schütz 1990 pour la définition et les caractéristiques des états de développement des peuplements forestiers).

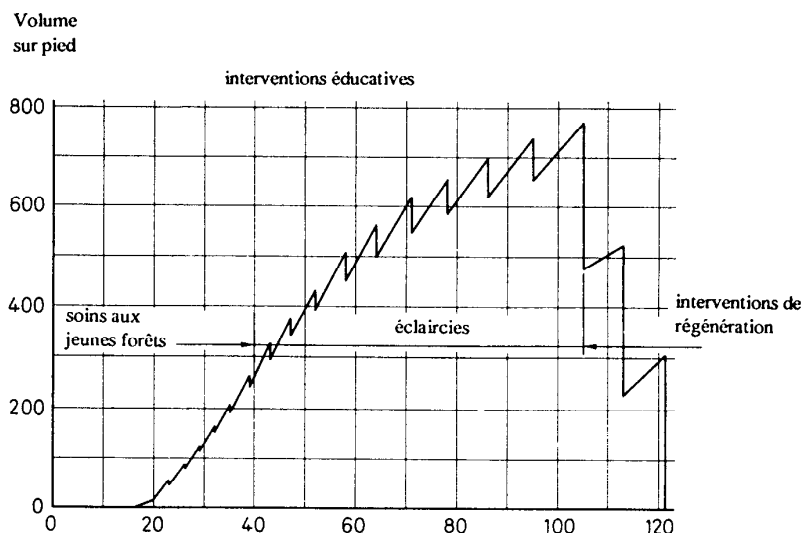


Fig. 5.2.- les principales interventions sylvicoles au cours de la vie d'un peuplement dans le régime de la coupe progressive (exemple du développement du volume sur pied, dans le cas de l'épicéa et de conditions de station moyennes (Schütz 1990).

- Au niveau de la composition en espèces, des plantations étant pratiquées pour remplacer les peuplements initiaux par des mélanges présentant plus d'intérêt économique ou technique; ces plantations peuvent entraîner des modifications écologiques du milieu forestier initial (au niveau de la qualité du sol et de la pénétration de la lumière par exemple).
- Au niveau de la fragmentation et de la pénétration de réseaux de chemins en forêt, ces réseaux étant des accessoires incontournables de la gestion forestière (exploitation et entretien).

Il est à relever qu'en Suisse notamment, plusieurs autres fonctions que la fonction de production sont attribuées à la forêt (fonctions de protection des sols et des ressources en eau, de délassement, de protection de la nature notamment). La fonction de protection des sols est à l'origine d'une excellente protection de la surface forestière suisse depuis le début du siècle, par le biais de la loi fédérale sur les forêts. Cette dernière est largement reconnue comme étant la première loi dans le monde ayant prévu une véritable conservation d'un milieu naturel, en l'occurrence de la forêt.

Défis des nouvelles politiques agricoles et forestière

Au niveau de la Communauté européenne et en Suisse notamment, les pratiques agricoles et forestières subissent actuellement de profonds changements sur le plan des principes de la législation. Ces changements interviennent notamment en raison:

- de la production agricole souvent excédentaire et des productions forestières déficitaires,
- de la demande accrue pour un environnement plus naturel et mieux préservé.

Dans le cadre agricole, la politique actuelle vise une diminution de la production. Celle-ci rend possible une augmentation des contributions écologiques de l'agriculture, par la "compensation écologique", qui est la multiplication de surfaces utilisées de manière extensive et l'octroi d'un statut administratif aux biotopes que sont les prairies maigres, les friches et les haies. En Suisse, **la compensation écologique** s'articule aujourd'hui autour de trois bases légales:

- L'art. 31a de la loi sur l'agriculture, qui favorise, par des paiements directs, une réduction de l'usage des engrais et pesticides, ainsi que la conversion de 7 % de la surface agricole en surfaces de compensation écologique.
- L'art. 31b, qui encourage, par des paiements directs, la création et l'entretien de milieux naturels dans le cadre du périmètre de l'exploitation et ceci jusqu'à concurrence de 50 % de sa surface.
- L'art. 18b de la loi sur la protection de la nature et du paysage, qui précise notamment que la compensation écologique doit favoriser la diversité des espèces et les effets de réseaux écologique entre les biotopes.

Ces bases légales évoluent régulièrement, en particulier au niveau de leurs ordonnances d'application, qui introduisent régulièrement de nouveaux standards écologiques (voir aussi le chapitre 3.1, au sujet de l'ordonnance sur la qualité écologique dans l'agriculture).

Diverses équipes de recherche se sont intéressées aux effets, sur la biodiversité, de ces nouvelles politiques agricoles. Parmi les travaux récemment publiés, on peut citer celui de Mäder et al. (2002), qui analyse les modes de culture dits "biologiques", dans lesquels la réduction des apports en engrais (N, P et K) atteint 34 à 51 % et celle des pesticides 97%, alors que la baisse de rendement des cultures ne diminue que de 20 % (sur une période d'étude de 21 ans !). Dans ces mêmes cultures "biologiques", les divers indicateurs de la biodiversité ont tous des valeurs significativement supérieures à celles des cultures intensives prises comme référence. Bengtsson et al. 2005 montrent également un effet positif de

l'agriculture biologique sur la diversité et l'abondance des espèces, mais essentiellement dans les zones d'agriculture intensive.

Un bilan de l'efficacité des schémas agri-environnementaux au niveau européen, qui ont été instaurés dans 26 des 44 pays européens, a été publié par Kleijn et Sutherland (2004). Ce travail montre que les évaluations menées localement ont souvent une qualité scientifique déficiente. Néanmoins, 54% des groupes taxonomiques évalués présentent une augmentation de la diversité spécifique lorsqu'un tel schéma est appliqué, indiquant donc des effets positifs. Toutefois, leur principale conclusion est qu'il y a lieu d'améliorer sensiblement les dispositifs de monitoring de l'efficacité de ces politiques. Pour la Suisse, Knop et al. (2006) constatent des effets positifs pour la biodiversité de certaines mesures de la nouvelle politique agricole, tout en proposant des améliorations des mesures.

Sur le plan forestier, l'accent est aujourd'hui mis sur le rajeunissement naturel des forêts, sur la valeur de la forêt comme biotope (sylviculture proche de la nature, tableau 5.4) et sur les besoins des multiples usagers de la forêt. Ces objectifs multiples ont donné naissance au concept d'aménagement forestier. Les plans directeurs d'aménagement de la forêt tentent d'intégrer au maximum les différents aspects de l'utilisation des forêts pour les coordonner.

La **politique forestière suisse** développe également un concept de préservation de la biodiversité en forêt, constitué de trois éléments clefs:

- les réserves forestières, qui sont des surfaces de l'ordre de 50 à 100 hectares visant soit à laisser la forêt à sa libre évolution (réserves intégrales), soit à favoriser un mode de gestion permettant de maintenir une structure forestière caractéristique (réserves partielles);
- les objets biologiques d'importance (OBI), qui sont des objets de petite surface, qu'il s'agit de préserver tout en favorisant un effet de réseau écologique au travers des massifs forestiers;
- la sylviculture proche de la nature, qui s'applique sur de vastes surfaces et permet à la matrice forestière de répondre aux exigences minimales de la conservation de la biodiversité (tableau 5.3).

Tableau 5.3.- Caractéristiques de la sylviculture proche de la nature, correspondant à l'art. 20, al. 2 LFo (OFEFP, 1996).

Objectifs

- Conserver et favoriser la diversité des espèces et des habitats
- Garantir les phases naturelles de développement des forêts
- Structures des forêts variées et adaptées à la station (lisières comprises)
- Riche structure des classes d'âge, y compris la phase de vieillissement et de décrépitude
- Mise en valeur du rajeunissement naturel
- Essences adaptées à la station, en règle générale autochtones
- Favoriser les espèces rares et menacées
- Préserver les formes de gestion historiques

Mesures

- Axer la planification forestière sur les objectifs précités
- Exploiter les forêts en ménageant les sols et les peuplements
- Adapter les effectifs de la faune à l'habitat forêt

Conditions générales

- Tenir compte de la fertilité des sols
- Réduire à un minimum les influences nuisibles à l'environnement et les produits toxiques
- Services forestiers dotés d'un personnel au bénéfice d'une formation adéquate

Ce concept de sylviculture proche de la nature est pour l'heure en pleine évolution et devrait permettre, à terme, d'intégrer la préservation de la biodiversité de manière cohérente dans le cadre de l'aménagement forestier et des pratiques forestières courantes.

Une revue de l'état de la biodiversité dans les forêts suisses de montagne (Neet & Bolliger 2004) montre que ce type de milieu a été plutôt préservé au cours des dernières décennies et que le milieu forestier figure parmi les moins transformés par l'homme en termes de biodiversité.

Ces modifications récentes des politiques agricoles et forestière sont, au niveau des principes, positifs pour la faune et la flore. La mise en pratique de ces politiques nécessite cependant d'importantes modifications des pratiques actuelles. Afin que le résultat soit bon, la qualité des prestations des acteurs spécialistes de l'écologie sera d'une grande importance.

Parmi les prestations qu'il convient de développer, on notera:

- la définition de conseils et recommandations écologiques compréhensibles et applicables dans les contextes agricole et forestier,
- l'identification d'organismes indicateurs permettant de vérifier le succès des nouvelles politiques,
- l'identification des priorités d'intervention en matière de contributions écologiques.

La déforestation au niveau planétaire

Ce chapitre a jusqu'ici examiné les thèmes de l'agriculture et de la foresterie par référence au contexte suisse principalement. Sur le plan international, un problème considérable du point de vue de la biodiversité mérite une mention particulière, il s'agit de la déforestation.

La déforestation est liée à une exploitation trop rapide des forêts et à la création de nouvelles surfaces pour l'agriculture, l'élevage et la colonisation humaine. Alors que dans plusieurs régions du monde on procède en fait à des reboisements, la déforestation touche surtout les zones tropicales et équatoriales et notamment les forêts les plus riches sur le plan de la diversité biologique.

En Amérique Centrale la déforestation atteignait 4000 km² par an dans les années 80, pour une surface de forêts intactes d'environ 126000 km². Plus récemment, le taux de réduction de la surface des forêts du Pakistan a été estimé à 4,15 % par an. Globalement, dans les zones subissant la déforestation, son taux moyen était estimé dans les années 80 à un niveau légèrement inférieur à 1 % de la surface totale par an. Selon une étude plus récente du WWF International et de l'UICN, les taux de déforestation se situent actuellement, selon les pays, entre:

- 0.6 et 3.3 % en Asie
- 0.2 et 1.4 % en Afrique
- 0.1 et 5.3 % en Amérique latine

Une autre évaluation du WWF International (Living Planet Report, publié annuellement) indique un recul de 7% de la surface des forêts tropicales au cours de la dernière décennie. Selon certains spécialistes, il ne resterait aujourd'hui sur la planète que 20 % des surfaces forestières présentes avant l'ère industrielle.

A ce problème s'ajoute celui de la préservation de la qualité des surfaces forestières. Afin de tenter de corriger cette tendance à la perte des valeurs forestières planétaires, le principe de certification forestière a été introduit. Il tente, en utilisant les instruments du marché (voir également le chapitre 6 - dé-

veloppement durable), de créer un débouché pour des produits issus de forêts pour lesquels un certificat crédible atteste du lieu et de la qualité de la gestion de la forêt dont le bois est issu (Tab. 5.4).

La certification forestière est aujourd'hui pratiquée dans de nombreux pays et semble avoir des effets prometteurs. Ainsi, un bilan produit par le FSC indique que près de 45 millions d'hectares de forêts sont aujourd'hui certifiées et ceci dans environ 70 pays (soit un peu plus de 1% de la surface forestière mondiale, qui est de l'ordre de 4 milliards d'hectares). En Suisse, la surface forestière labellisée FSC atteint quelques 100 000 hectares en 2005, soit 10 pour cent de l'ensemble des forêts.

Tableau 5.4.- Les 10 principes de certification forestière du Forest Stewardship Council (FSC), résumé * (OFEFP 1999).

1. L'aménagement forestier est conforme au droit forestier en vigueur dans le pays, y compris les dispositions des traités internationaux signés par le pays concerné.
2. La sécurité foncière de la forêt et les droits d'usage à long terme doivent être clairement établis.
3. Les droits légaux et coutumiers des peuples autochtones doivent être respectés.
4. La gestion forestière doit maintenir ou améliorer le bien-être social et économique des populations locales.
5. La gestion forestière doit être économiquement viable, tout en garantissant une large variété de prestations environnementales.
6. L'aménagement forestier doit maintenir la diversité biologique.
7. Un plan d'aménagement forestier régulièrement mis à jour et précis doit être établi et appliqué.
8. Un suivi régulier de la forêt, de ses produits, de sa gestion et des impacts de sa gestion doit être assuré.
9. Les forêts d'une valeur particulière doivent être maintenues ou développées et le principe de précaution appliqué aux forêts de haute valeur pour la conservation.
10. Les plantations forestières doivent être conformes aux principes précédents.

* D'autres normes de certification européennes et suisses ont également été formulées.

Malgré ces résultats prometteurs, l'état des forêts tropicales, en particulier, évolue de manière catastrophique et leur préservation nécessitera sans aucun doute la mise en place de méga-réserves (Laurance 2005), ainsi que d'une approche non-seulement écologique mais également sociale d'un milieu qui est en pleine évolution du fait des impacts humains qu'il subit (Wright 2005).

6. L'écologie globale

On distinguera ici deux niveaux pour traiter de l'écologie globale: le niveau du paysage et le niveau planétaire. Le premier correspond à l'échelle globale usuelle de la planification des activités humaines, l'échelle régionale. Le second correspond à l'échelle à laquelle se déroulent les processus globaux tels que l'effet de serre.

6.1 Conservation à l'échelle du paysage

Certains aspects fonctionnels de l'écologie à l'échelle du paysage ont déjà été abordés dans des chapitres précédents (3 et 4). Le propos n'est pas ici de reprendre ces questions, ni de traiter de la problématique du paysage en temps que tel. Il s'agit plutôt de souligner le fait que malgré le flou lié à la définition du terme de "paysage", c'est bien à cette échelle de perception que la gestion du milieu naturel et de la faune doit s'inscrire, au moins pour ce qui est de la définition des grands axes d'action. En effet, la conservation de la biodiversité implique la conservation de territoires qui demeurent soustraits aux principales activités humaines ou dans lesquelles ces activités demeurent extensives.

Or, l'échelle du paysage est couramment utilisée par **l'aménagement du territoire**, qui est la discipline par excellence de la coordination des intentions, projets et réalisations utilisant la ressource qu'est le sol. Ainsi, c'est par le biais des planifications de l'aménagement du territoire que l'on obtient les outils pour:

- définir les surfaces naturelles à conserver et les réseaux biologiques,
- planifier la reconversion de terrains affectés à d'autres usages en surfaces dédiées aux milieux naturels,
- réorganiser les voies de communication et d'écoulement des eaux,
- présenter les objectifs de conservation du milieu naturel et les confronter à d'autres acteurs et à d'autres besoins.

Actuellement, l'idée de "concepts et plans de valorisation du paysage" fait son chemin et vient compléter les approches traditionnelles des plans d'aménagement du territoire, avec l'ambition d'intégrer les paramètres de l'environnement naturel dans le cadre de l'aménagement du territoire.

Le travail d'aménagement et de conservation à l'échelle du paysage fait un large emploi de bases cartographiques. Les systèmes d'information géographique (SIG) sont à cet égard des outils précieux pour la coordination entre les intérêts, intentions et projets, ainsi que le choix entre variantes et scénarios. Hunter et al. (2003) présentent une application intéressante de ce type d'approche, basée sur l'analyse des lacunes (voir Chap. 3.2), et mettant en relation les données démographiques et de répartition de la biodiversité d'une région donnée.

Les SIG peuvent représenter l'information selon deux modes fondamentaux, le mode vectoriel, plus rationnel pour le stockage de l'information et qui permet un maximum de cartographies thématiques et le mode raster, où chaque cellule de territoire est numérisée; cette approche nécessite plus de mémoire mais permet des analyses de données et la modélisation du territoire. De nombreux exemples existent d'application du SIG à une problématique d'aménagement du territoire impliquant des impacts au niveau de la faune et de la nature. Un modèle intéressant est celui présenté dans la thèse de Patrick Patt-

hey, sur la colonisation du Jura et du bassin genevois par le cerf (Patthey 2003). P. Patthey a, en effet, développé un modèle permettant de visualiser de manière objective les corridors probables de déplacement du cerf sur un fond cartographique, à l'échelle du paysage considérée ici. Ce type de modèle peut ainsi être utilisé pour tenir compte des besoins spatiaux de la grande faune dans le cadre de projets d'aménagement du territoire.

6.2 Conservation à l'échelle planétaire: les stratégies internationales

A l'échelle planétaire, différents problèmes écologiques globaux se posent:

- la mobilité humaine augmente, ce qui a pour conséquence des déplacements d'espèces animales et végétales toujours plus fréquents, avec les problèmes que cela peut entraîner: trafic d'espèces protégées ou perturbations écologiques liées à l'introduction d'espèces exotiques;
- l'exploitation des ressources naturelles est tel que les réserves planétaires s'épuisent;
- les rejets de CO₂ et de polluants dans l'atmosphère entraînent des changements climatiques;
- ces effets peuvent se combiner: Dukes & Mooney (1999) montrent en effet que le réchauffement climatique favorise un certain nombre d'invasions biologiques.

Ces exemples illustrent l'existence d'une problématique environnementale qui se pose à l'échelle planétaire. Au cours des dernières années, diverses résolutions ont été prises pour améliorer cette situation et promouvoir une utilisation durable des ressources naturelles mondiales. Ces résolutions internationales sont généralement prises dans le cadre de conventions liant les états qui en sont signataires.

Les grandes conventions internationales

Trois des plus importantes conventions internationales portant sur la conservation de la faune et de la nature sont:

- La convention de Washington (CITES) sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (3 mars 1973), signée par 126 nations (état 1994). Cette convention limite les importations et exportations d'espèces ou de parties d'individus sur la base de listes qui sont annuellement rediscutées et révisées.
- La convention de Ramsar, relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau (2 février 1971), signée par 159 nations (état 2009). Cette convention traite de la conservation d'habitats en laissant aux nations signataires la responsabilité de la régler. Actuellement 1833 sites sont protégés par le biais de cette convention, formant avec près de 170 millions d'hectares, le plus vaste réseaux d'espaces protégés au monde.
- La convention de Bonn (23 juin 1979), signée par 45 parties contractantes dont l'Union européenne (état 1994), qui porte sur la conservation des espèces migratrices de la faune sauvage ainsi que de leurs habitats.

L'agenda 21 et la convention sur la diversité biologique

Il s'agit de documents issus du sommet de la terre de Rio (1992), en présence de représentants de 179 pays. La conférence de Rio a en fait produit:

- L'agenda 21, schéma directeur pour promouvoir un développement durable du point de vue social, économique et environnemental.
- La déclaration de Rio sur l'environnement et le développement (27 principes).
- Les principes cadres pour la gestion, la conservation et le développement durable des forêts.
- La convention cadre des nations unies sur le changement climatique, qui vise à stabiliser les émissions de gaz à effet de serre.
- La convention sur la diversité biologique.

L'agenda 21 présente des options pour mieux gérer les ressources naturelles et propose la généralisation du principe du "pollueur-payeur". L'agenda souligne le rôle de la technologie et de la technique pour résoudre les problèmes; il met en avant la nécessité d'éradiquer la pauvreté. Ce texte souligne donc la responsabilité des nations industrialisées par rapport à la conservation de l'environnement et propose un partenariat mondial en la matière.

La convention sur la diversité biologique engage les gouvernements à décrire et conserver leur ressources en biodiversité et à faciliter l'accès des pays en voie de développement aux technologies nécessaires pour garantir la conservation de la diversité biologique.

Dans le sillage de la convention sur la diversité biologique, de nombreuses initiatives sont apparues ces dernières années dans le domaine de la coordination des actions liées à l'inventaire et à la collecte d'informations sur la biodiversité. Un exemple en est le Global Biodiversity Information Facility (www.gbif.org/) qui cherche à mettre en commun toutes les compétences planétaires en matière de systématique et de taxonomie des organismes. D'autres initiatives abordent la problématique du monitoring global, ce qui pose la problématique de l'organisation d'un monitoring de la biodiversité en termes d'espèces, d'écosystèmes et de services écologiques de ces derniers (Pereira & Cooper 2006).

6.3 Evolution globale de l'environnement et de la biosphère

Parmi les problèmes écologiques globaux, celui du réchauffement climatique est sans doute le plus emblématique, du fait de ses conséquences planétaires, devenues aujourd'hui parfaitement mesurables. Quant développement durable, il s'agit avant tout d'un paradigme politique, dont l'intérêt est de d'être le seul permettant d'éviter, à terme, les conséquences catastrophiques d'une trop grande dégradation de l'état de l'environnement à l'échelle globale. Nous examinerons donc brièvement ces deux sujets dans ce chapitre, tous deux dépassant largement le cadre de ce cours et faisant l'objet de cours spécifiques.

Effets du réchauffement climatique sur la faune et la flore

La plupart des résultats récents s'accordent pour prévoir, si les conditions actuelles ne se modifient pas sensiblement, une augmentation de la température moyenne de l'atmosphère et des modifications climatiques (voir Chapitre 1) .

Ce réchauffement est principalement dû à l'augmentation de l'effet de serre consécutif à l'accumulation de certains gaz (CO₂, méthane, CFC) dans l'atmosphère. Ces gaz absorbent et réfléchissent le rayonnement infrarouge émis par la terre après son réchauffement par le rayonnement solaire.

On peut évaluer les conséquences d'un tel réchauffement sur la faune et la flore par comparaison avec le passé. En effet, l'évolution de la distribution de certaines espèces au cours de périodes de modifica-

tions climatiques de l'ère quaternaire a pu être décrite. On constate ainsi que les espèces se sont généralement déplacées en longitude et en latitude au cours des périodes correspondant à des variations de température.

Deux modèles ont été proposés pour décrire ces phénomènes de déplacements:

- le modèle des communautés coévoluées, dans lequel les espèces d'une communauté se déplacent dans l'espace de manière corrélée,
- le modèle à faible cohésion des communautés, où l'évolution de la distribution de différentes espèces se fait de manière peu corrélée.

Les données paléobotaniques et paléozoologiques disponibles soutiennent plutôt le deuxième modèle, ce qui indique notamment que bien d'autres facteurs que le seul climat jouent un rôle dans ces processus (voir notamment Harrington et al., 1999).

Hormis les données liées au réchauffement climatique du quaternaire, les effets actuels du réchauffement planétaire sont déjà tels que divers effets ont été observés, en particulier au niveau d'espèces considérées individuellement (Hughes, 2000):

- effets physiologiques, sur la croissance et le métabolisme, par exemple au niveau de végétaux terrestres, sous l'effet de concentrations accrues de CO₂,
- effets sur la distribution des espèces, notamment au niveau des végétaux terrestres en zone alpine, dont les mouvements vers des altitudes plus élevées ont été constatés; un exemple intéressant est celui de l'Afrique du Sud, pour lequel des impacts considérables en termes de modification des aires de distributions ont fait l'objet de prévisions (van Jaarsveld & Chown, 2001),
- effets sur la phénologie des espèces, avec des modifications des phases des cycles vitaux, impliquant dans certains cas également un découplage entre espèces interagissantes,
- effets adaptatifs probables, des espèces à générations courtes et taux d'accroissement élevés pouvant être soumis à une microévolution in situ modifiée.

La prévision des effets potentiels non-seulement du réchauffement, mais aussi des modifications climatiques futures est fondée sur des approches de modélisation, qui combinées avec les observations citées plus haut conduisent à l'émergence d'une véritable écologie globale et prédictive, qui se développe actuellement (Moorcroft 2006, Schlesinger 2006) et dont les thématiques dépassent largement le contexte de ce cours. Une synthèse sur les effets du changement climatique est proposée par King (2005). Une analyse des effets de concentrations élevées en CO₂ sur la dynamique des écosystèmes est proposée par Bradley & Pregitzer (2007).

De nombreux travaux ont mis l'accent sur les modifications de distributions des espèces, conduisant à des recommandations telles que de planifier les réserves naturelles et espaces dédiés à la conservation en fonction de ces changements (Fig. 6.1) ou de leurs conséquences indirectes (exemple: le déplacement des installations liées aux sports d'hiver vers des altitudes plus élevées va augmenter la concurrence avec les intérêts de la conservation des milieux naturels).

Cette planification préventive ne doit cependant pas céder à une simplification excessive. Les données du passé, comme les données actuelles (par exemple sur l'évolution du risque de transmission de la malaria par *Anopheles maculipennis*) indiquent une certaine imprévisibilité des modifications des aires de distribution au cours des modifications climatiques et, de ce fait, conduisent plutôt à rechercher des

stratégies de conservation à même de faire face aux changements les plus imprévisibles (systèmes de réseaux de réserves).

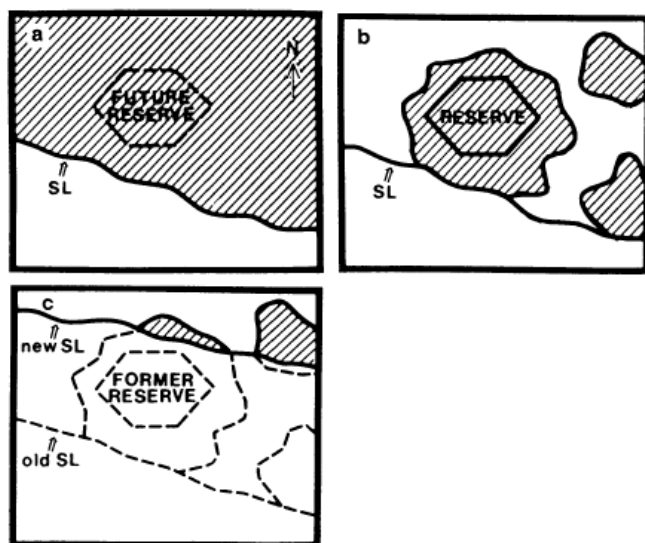


Fig. 6.1.- Représentation schématique de l'évolution d'une zone de valeur (réserve), avant la colonisation humaine (a), lors de l'établissement d'un périmètre protégé (b) et après les effets du réchauffement global (c). SL = limite Sud de distribution du milieu considéré (d'après Peters 1988).

La notion de développement durable

Le développement durable est le paradigme politique qui propose de poursuivre le développement des activités humaines sur la planète, sans porter préjudice aux besoins des générations futures. Ce paradigme repose sur un certain nombre de postulats qui s'articulent autour de l'idée que le développement durable et la satisfaction des besoins de la société englobent la stabilité sociale, écologique et économique, les trois dimensions bien-connues de toute analyse de durabilité. Ce concept a désormais une histoire et a été largement développé dans plusieurs sphères des sciences sociales. Seuls quelques éléments concrets liés à son influence sur les politiques publiques évoquées dans les chapitres précédents seront donc évoqués ici.

Pour réaliser les objectifs de durabilité, des plans d'action, les Agendas 21, sont rédigés, en général par des collectivités publiques, pour regrouper les mesures et les adapter au contexte national, régional ou local auxquels ils s'appliquent. Dans ce contexte, un certain nombre d'instruments formant "la boîte à outils du développement durable" ont été définis. Ces derniers sont progressivement intégrés dans les politiques de la nature, des eaux, du territoire, de l'agriculture et de la forêt, notamment pour promouvoir les mesures en faveur de la biodiversité. Ces instruments se répartissent dans les catégories suivantes:

- Information et instruction: un changement de valeurs et de comportement est nécessaire à terme, par exemple en matière de gestion des déchets; il peut être obtenu par de tels instruments.
- Accords volontaires: pris par des entreprises privées, pour atteindre volontairement les objectifs de la durabilité, par exemple en termes d'impacts sur l'environnement des activités économiques (voir l'exemple du Tab. 5.4)

- Incitations économiques: ce sont des instruments de nature variable, par exemple les incitations négatives par taxes écologiques, les incitations positives par des subventions ou avantages fiscaux, ou encore les droits de propriété négociables comme les droits d'émission de CO₂.
- Instruments régulateurs: les prescriptions et interdictions édictées par les états (lois, règlements) restent nécessaires, notamment lorsque la santé des personnes ou d'écosystèmes est directement menacée.
- Projets et propositions des états: ce sont les prestations liées aux grandes infrastructures publiques (trafic, eaux, déchets, etc.) qui peuvent être directement traitées conformément aux objectifs du développement durable.

Des formes mixtes de ces différents instruments existent notamment sous la forme de conventions globales, contrats étatiques, accords volontaires combinés avec des incitations économiques, etc.

Enfin, un élément important du développement durable est l'apparition de critères et indicateurs couvrant les aspects les plus divers, puisqu'ils sont d'ordre environnemental, économique et social. Comme dans d'autres exemples d'activité de gestion traités dans ce cours, la définition de tels critères et indicateurs est essentielle pour le contrôle du succès des mesures entreprises. Le projet MONET (Monitoring du développement durable), lancé au printemps 2000, pose les bases du modèle envisagé au niveau de la Suisse (Roth 2002).

7. Le cadre professionnel

7.1 Législations suisse et européenne (survol)

La législation suisse comporte plusieurs lois ayant trait à des questions qui relèvent de l'écologie appliquée. Ces textes sont organisés comme suit. Les lois fédérales sont basées sur des principes inscrits dans les articles 73 à 79 de la constitution fédérale du 18 avril 1999 (dans la précédente constitution, les références principales figuraient dans les art. 24 et 25) et contiennent les dispositions cadres de la législation. Des dispositions plus détaillées ainsi que les aspects techniques font l'objet d'ordonnances fédérales. Au-dessous de ces textes fédéraux, les lois et règlements cantonaux permettent un traitement plus détaillé encore et surtout plus adapté aux particularités régionales et cantonales (Tableau 7.1). Les dispositions cantonales peuvent être plus sévères, mais jamais moins contraignantes que les textes fédéraux.

La législation suisse actuellement en vigueur pour traiter de la conservation de la diversité biologique présente les caractéristiques générales suivantes (voir aussi Tableau 7.2):

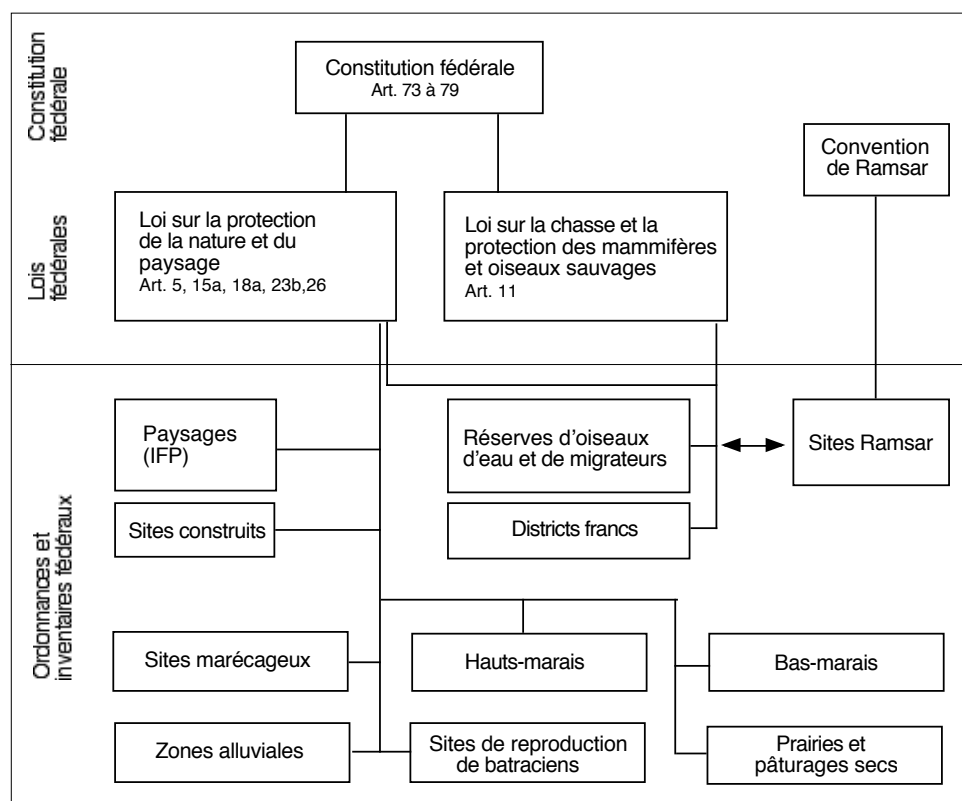
- les espèces de la faune indigène sont traitées par trois lois fédérales différentes,
- la protection des biotopes est traitée par cinq lois fédérales différentes,
- les compétences en matière de conservation de la diversité biologique sont partagées entre les niveaux fédéral, cantonal et communal,
- depuis les développements considérables et récents de la législation (depuis 1986 environ), les textes suisses couvrent de manière très complète et exhaustive la conservation de la diversité biologique, notamment par le biais d'une série d'inventaires fédéraux (Fig. 7.1).

Tableau 7.1.- Schéma général de l'organisation de la législation en Suisse.

Niveau	Compétences	Buts
Loi fédérale	Conseil fédéral	Définir le cadre et les objectifs généraux
Ordonnance fédérale	Départements fédéraux	Règles dépendant de l'administration fédérale
Loi cantonale	Grand Conseil	Adaptation de la loi fédérale aux particularités du canton
Ordonnance ou règlement cantonal	Conseil d'Etat	Règles détaillées de l'administration cantonale
Règlements et directives	Départements et services cantonaux	Instructions d'application

Tableau 7.2.- Organisation de la législation fédérale par rapport aux espèces et aux milieux naturels.

Loi fédérale	Espèces et milieux traités
LChP	Mammifères (carnivores, ongulés, lagomorphes, castor, marmotte et écureuil) et oiseaux Grandes réserves (districts francs et réserves d'oiseaux d'eau)
LPNP	Mammifères (chiroptères, insectivores et petits rongeurs), reptiles, batraciens, invertébrés sauf écrevisses Flore, biotopes et paysages
LPêche	Poissons et écrevisses Lacs et cours d'eau, biotopes aquatiques y compris invertébrés aquatiques
LForêts	Forêts comme milieux naturels (notamment dans les réserves forestières)
LEaux	Lacs et cours d'eau: protection de la végétation des rives



Nombre de zones protégées et superficie totale des principaux inventaires fédéraux :		
Hauts-marais	Nombre de zones 514	Superficie (ha) 1473
Bas-marais	1163	19186
Zones alluviales	227	20059
Réserves d'oiseaux d'eau	28	18920
Districts francs	41	149528

Fig. 7.1.- Schéma de l'organisation générale de la législation fédérale et des inventaires fédéraux concernant la protection de la diversité biologique.

La législation suisse dans le domaine de l'environnement naturel est étroitement coordonnée avec le droit européen; ce dernier est notamment constitué des textes suivants:

- Les conventions européennes du Conseil de l'Europe. Les principales sont la convention de Berne sur la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe et la convention européenne du paysage. La première définit une liste d'espèces animales protégées et les conditions de leur conservation (et qui engage les 39 états signataires à régler sur le plan national la protection des espèces et de leurs habitats). La seconde, plus récente, ancre le principe du développement durable dans la politique européenne, en liant culture, nature et aménagement du territoire (24 états signataires).
- Le droit européen de la Communauté Européenne, qui se constitue notamment de directives comme celle concernant la conservation des oiseaux sauvages (79/409/CEE), qui prévoit également la protection de diverses espèces et de leurs habitats. Ces textes sont directement applicables dans les pays de la CE. Il est à noter que la CE a également approuvé la convention de Berne.

L'activité législative de la CE en matière d'environnement est particulièrement importante. Toutefois, son action actuelle vise avant tout à intégrer la dimension "environnement" dans les autres politiques. Ainsi, le 5e Programme communautaire de politique et d'action pour l'environnement et le développement durable respectueux de l'environnement, adopté en 1992, prévoit de traiter de l'industrie, de l'agriculture, des transports, du tourisme et de l'énergie, mais pas de la protection de la nature et du paysage en tant que tel.

7.2 Procédures administratives, rôle des différents acteurs

En principe, toute activité administrative et étatique dans un domaine de l'intérêt public ne peut exister qu'en vertu de bases légales. L'influence du droit sur le type d'activité et le nombre des acteurs est donc fondamental.

La mise en forme des activités administratives se fait, d'une manière générale, par la mise en place de procédures. Ces dernières ont pour but de garantir une certaine efficacité et une standardisation de traitement ainsi que le respect des règles fondamentales que sont la légalité, l'intérêt public, la proportionnalité et l'égalité de traitement notamment.

En matière d'écologie appliquée, le cas de figure le plus fréquent est celui de l'évaluation des impacts d'un projet sur le milieu naturel (Fig. 7.2). Le détail des procédures est variable, notamment selon les cantons, mais implique en général les étapes suivantes:

- Un requérant présente son projet à l'autorité
- L'autorité formule au requérant ses exigences quant à l'évaluation de l'importance des impacts du projet
- Un spécialiste intervient pour établir les impacts pour le compte du requérant
- Une évaluation des impacts puis une décision sont rendues par l'autorité
- La réalisation d'éventuelles mesures compensatoires aux impacts peut être exigée

En cas d'exercice du droit de recours, ce schéma général peut être complété par une procédure de recours faisant parfois intervenir un expert pour une nouvelle évaluation des impacts (étape 6). Au niveau des acteurs d'une telle procédure, on distingue donc notamment les requérants, les autorités et les milieux associatifs exerçant le droit de recours.

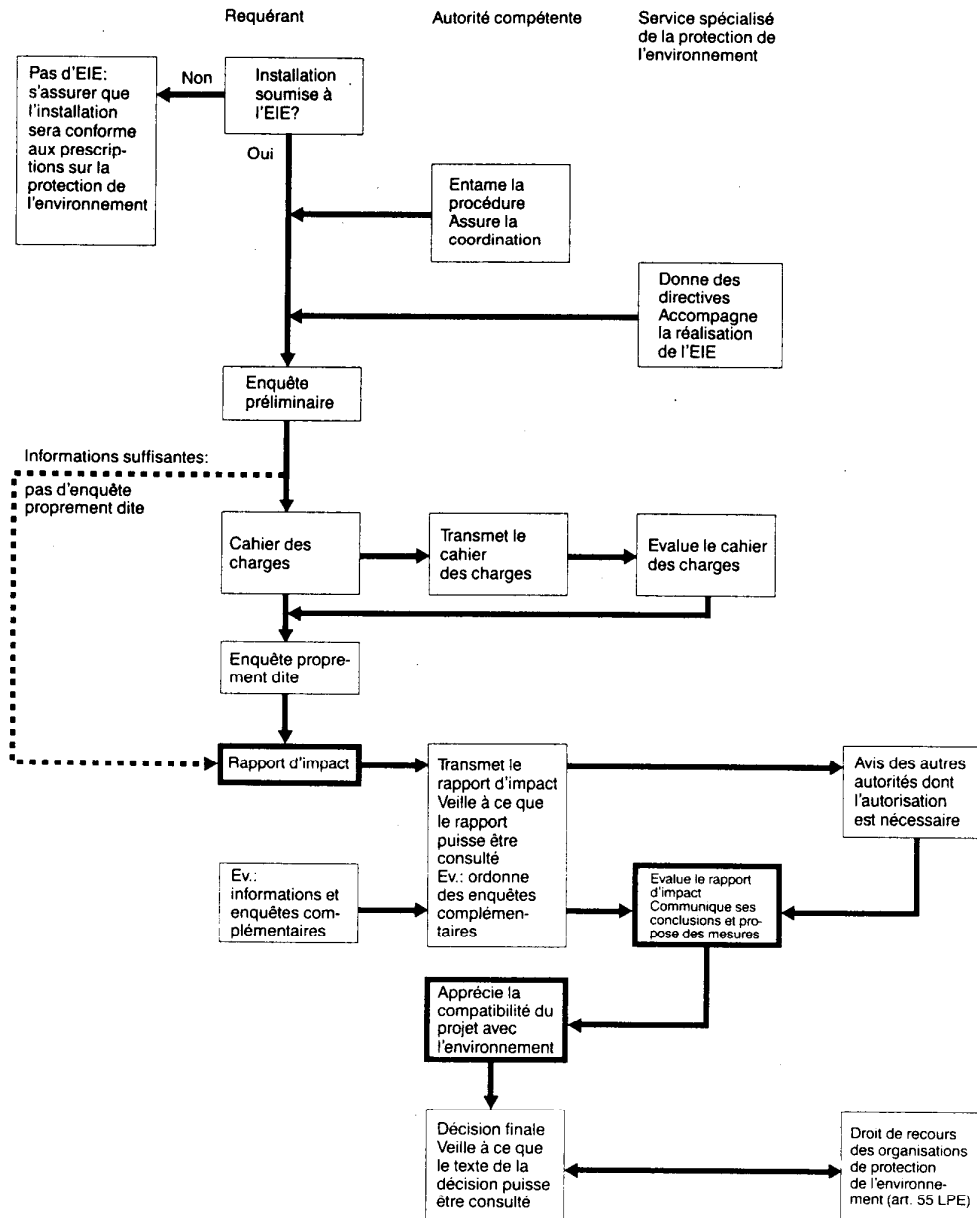


Figure 1-2: déroulement chronologique de l'EIE, avec les différentes tâches qu'il incombe à chacun des acteurs de remplir.

Fig. 7.2.- Schéma de la procédure d'étude d'impact sur l'environnement du droit suisse (OFEFP 1990).

Les spécialistes de l'écologie appliquée sont susceptibles d'intervenir à chacune des étapes présentées ci-dessus. Avec le développement des exigences légales ayant une incidence écologique, les interventions des acteurs spécialisés en écologie appliquées ont donc tendance à se multiplier et nécessitent, de la part des biologistes impliqués, des compétences en matière de politique et de procédures administratives.

7.3 Structures professionnelles et responsabilité scientifique

Comme conséquence des faits présentés sous les chapitres 7.1 et 7.2, on assiste depuis quelques années au développement de structures professionnelles impliquant:

- la présence de collaborateurs scientifiques au sein des administrations et stations de recherche,
- l'attribution de mandats à des biologistes-conseil et indépendants,
- l'attribution de mandats à des entreprises spécialisées en réalisations écologiques (créations de biotopes par exemple),
- l'intervention d'organes d'expertise (commissions, centres de compétence, centres de bases de données, etc).

Ces différents acteurs sont tous impliqués dans des processus de gestion qui tôt ou tard impliquent de faire des choix et d'influencer la prise de décisions. Ces décisions ont des conséquences souvent importantes et parfois irréversibles pour la conservation de la biodiversité. Une grande responsabilité scientifique est donc engagée dans ces processus.

A titre d'exemple, lorsqu'un biologiste définit des critères pour choisir des biotopes qui seront considérés comme étant d'importance nationale, ses recommandations seront suivies de la mise en place de toute une série de modifications de l'aménagement du territoire qui seront difficilement réversibles. Lorsqu'un biologiste évalue les impacts d'un projet ou d'une substance sur le milieu, ses évaluations serviront de base à l'octroi d'autorisations qui conduiront à des droits "acquis", qui seront difficilement remis en question par la suite.

Cette responsabilité scientifique est parfois difficile à assumer pleinement pour les raisons suivantes:

- l'écologie est complexe et les impacts souvent difficiles à évaluer quantitativement quant ils ne sont pas imprévisibles (voir Sutherland & Watkinson 2001, pour une discussion très pragmatique de cette problématique sur la base d'un exemple concret),
- les moyens d'investigation ne sont de loin pas toujours suffisants pour respecter les standards de qualité scientifique, ce qui conduit malheureusement souvent à des évaluations d'impacts dont les fondements scientifiques sont défaillants (voir par exemple le cas des évaluations de l'impact du tourisme sur l'environnement - le cas de l'Australie - présenté par Warnken & Buckley 1998 ou encore le cas de l'évaluations des effets de l'exploitation forestière présenté par Bennett & Adams 2004),
- la discipline est jeune et l'expérience manque (par exemple en matière de création de biotopes); dans le domaine de la gestion des milieux naturels, ce fait est bien illustré par le fait que les sources d'information auxquels se réfèrent les professionnels de la branche sont principalement le bon sens et l'expérience acquise "sur le tas" (Sutherland et al. 2004),
- sur le plan méthodologique, les critères d'échec d'une évaluation d'impact diffèrent de ceux du processus hypothético-déductif de la pratique des sciences fondamentales (Shrader-Frechette & McCoy 1992).

Ce dernier argument mérite un développement. En effet, en statistiques, on considère deux types d'erreur:

- Type I: rejet d'une hypothèse nulle qui est vraie.
- Type II: échec dans le rejet d'une hypothèse nulle qui est fausse.

L'hypothèse nulle (H_0) étant celle d'une absence de relation ou de différence entre deux séries de données, l'erreur de type I provoque un faux résultat positif alors que l'erreur de type II implique l'ignorance de la vérité. Pour les sciences fondamentales, préoccupées par le vrai et le faux, l'erreur de type II est préférable car elle ne remet pas en question l'hypothèse de recherche (H_1). Elle peut par exemple se produire si le dispositif expérimental présente des défauts et ne permet pas de rejeter l'hypothèse nulle. L'erreur de type I, par contre, implique une erreur dans la conception des hypothèses et peut par exemple révéler une incapacité à maîtriser les facteurs influençant le résultat d'un dispositif expérimental. Par contre, pour les sciences appliquées, surtout si elles traitent d'un effet ayant potentiellement des conséquences graves sur le plan éthique ou humain, les erreurs de type I sont préférables car elles n'impliquent pas le même risque que l'autre type d'erreur. En effet, l'erreur de type II peut conduire à de graves conséquences par ignorance des impacts réels. Un exemple illustrant cette problématique est celui de la signification statistique des tendances dans le monitoring des effectifs d'espèces rares ou vulnérables (Maxwell & Jennings 2005). Il vaut en effet mieux faire une erreur de type I (détecter un déclin de manière erronée) qu'une erreur de type II (ne pas réussir à détecter un vrai déclin).

Autres exemples d'hypothèses nulles auxquelles appliquer ce raisonnement :

- La substance x n'influence pas la fertilité des poissons.
- La déforestation n'influence pas la diversité de l'entomofaune.

Les problèmes de la responsabilité scientifique sont d'autant plus importants que des divergences fondamentales existent entre ce qui est important pour les scientifiques d'une part et les politiques d'autre part, les premiers privilégiant par exemple la perfection et la généralité du résultat, les seconds sa rapidité et sa pertinence régionale.

La responsabilité scientifique comprend donc également celle d'offrir, dans la mesure du possible, des réponses réellement compréhensibles et utilisables pour le politique. Ainsi, en Angleterre, un atelier destiné à établir les 100 questions écologiques les plus importantes sur le plan politique a mis en évidence la préférence des politiques pour les questions générales, alors que les scientifiques ont une tendance à formuler des questions spécifiques et précises. Ce constat implique, pour le scientifique en écologie appliquée, qu'il doit fournir un effort de communication et de mise en perspective élargie des problèmes qu'ils constate pour pouvoir espérer un écho auprès des politiques (Sutherland et al. 2006).

7.4 Besoins du futur

Dans le cadre de ce cours, plusieurs besoins en matière d'écologie appliquée ont été évoqués. Celui qui mérite une attention particulière est sans doute celui des indicateurs de l'état de conservation de la biodiversité, soit notamment les indicateurs de l'état de "santé" des écosystèmes et les instruments tels que les SIG pour une gestion globale et l'analyse de scénarios durables d'utilisation des ressources biologiques. Les indicateurs sont en effet nécessaires pour mesurer l'efficacité des politiques et mesures qui sont appliquées.

L'écologie en tant que science s'est beaucoup développée et les besoins en écologistes appliqués se multiplient. Toutefois, en tant que discipline globale, l'écologie énonce souvent des recommandations qui doivent être intégrées dans d'autres domaines. Pour assurer la qualité de cette "traduction", il y aura dans le futur d'importants besoins en personnes qualifiées sur un plan interdisciplinaire. De ce fait, les formations croisées entre l'écologie (la biologie) et d'autres disciplines comme le droit, la chimie, le génie rural, le génie agronomique et forestier ou encore l'aménagement du territoire et l'informatique seront sans doute de bonnes formules pour l'avenir.

Par ailleurs, le savoir-faire pratique en matière de gestion des espèces, biotopes et paysages, ainsi que la meilleure intégration "écologie et aménagement du territoire" et "écologie et économie" sont également des axes où de meilleures compétences professionnelles seront nécessaires à l'avenir.

Ce dernier domaine est d'une grande importance stratégique; l'article d'Armsworth & Roughgarden (2001) y constitue une excellente introduction. En effet, les coûts de la conservation peuvent être considérables (voir par exemple Balmford 2003) et, de ce fait, il est vital de trouver, comme le recommande Wilson (2002), des solutions pour rendre cette activité économiquement viable. Naidoo et al. (2006) développent cette question en démontrant que la prise en compte explicite du facteur des coûts présente un réel avantage. De plus, cette question clef se caractérise par des enjeux de taille, qui vont du recours à l'écotourisme pour autofinancer les actions de conservation (Kiss 2004, Ly et al. 2006), à la question de la répartition des charges de la conservation de la biodiversité entre les communautés humaines directement concernées par la création d'une réserve par exemple et la communauté globale, qui demande la préservation du patrimoine naturel commun (du Toit, Walker & Campbell 2004). Pour Sodhi et al. (2004) cette dernière approche est probablement la seule à pouvoir proposer des solutions réalistes. Toutefois, Kareiva et al. (2008) montrent par une analyse des projets de développement de la banque mondiale que le fait d'y intégrer des objectifs en matière de biodiversité n'est pas un facteur négatif et que les projets ayant eu du succès en matière de biodiversité sont statistiquement des projets intégrant des mécanismes de marché ou de financement durable.

Enfin, un domaine aujourd'hui en essor est celui de la mise en relation entre les problèmes de conservation et les enjeux sociaux qu'impliquent la biodiversité. Mathevet & Mauchamp (2005) relèvent par exemple le problème de la perception de l'enjeu de l'érosion de la biodiversité. Cet enjeu doit pouvoir être objectivé en l'examinant sans subir l'influence des convictions et de la culture des scientifiques ou autorités qui tentent d'en démontrer l'importance et en tenant compte de la difficulté qu'il y a à définir ce qu'est la nature ou un milieu naturel dans les différents contextes socio-culturels de la planète. Conservation International a ainsi développé une méthodologie de mise en oeuvre de plans d'action en faveur de la biodiversité basée sur le principe des "4 P" (Conservation International 2006):

- **Problèmes** de conservation à résoudre par le biais de la communication et de la formation.
- **Publics** cible visés par les actions à entreprendre.
- **Produits** à établir pour atteindre le but de communication et de formation poursuivis.
- **Plan** d'action à établir pour la mise en oeuvre.

La relation entre les problèmes de conservation et enjeux sociaux a également donné naissance à deux nouveaux courants de recherche, celui sur la réconciliation écologique et celui des socio-écosystèmes.

Le premier admet que l'ampleur des pertes de biodiversité est telle aujourd'hui que les efforts d'intégration de la biodiversité dans le contexte urbain ou d'activités humaines doit être développé en plus de la conservation des milieux encore naturels ou leur restauration (Rosenzweig 2003, Miller 2005).

Le second envisage les problématiques écologiques et sociales dans un même cadre d'analyse (Field et al. 2003, Hughes et al. 2005, Warren 2005).

Ces approches mixtes traduisent un constat évident: la conservation de la biodiversité est entièrement dépendante de l'impact de l'humanité sur la planète, une humanité dont la croissance démographique demeure le problème majeur s'agissant de son impact sur l'environnement (Ramade, 2006) et qui doit, de manière urgente, intégrer cet impact dans son organisation sociale et économique (Moran, 2006).

Dans le cas contraire, c'est non-seulement la biodiversité, mais de nombreux acquis de l'humanité actuelle qui sont menacés, en particulier par le changement global du climat, dont les conséquences sont périodiquement évaluées par le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (Adger, 2007) et dont Stern (2006) a pour la première fois évalué les coûts monstrueux pour la société et l'économie mondiales.

Bibliographie

Adger, N. et al. 2007. Climate Change 2007: Climate change impacts, adaptation and vulnerability. Summary for policymakers, www.ipcc.ch, 22 p.

ANCGG, Association Nationale des Chasseurs de Grand Gibier. 1990. Le grand gibier. Hatier, Paris, 325 p.

Anderson, D.R. & Burnham, K.P. 1976. Population ecology of the mallard. VI. The effect of exploitation on survival. US Fish and Wildlife Service Resources Publication, 128, 1-66.

Anonyme, 2001a. Bases pour la directive "Planification et construction de passages à faune à travers des voies de communication", Département fédéral de l'Environnement, des Transports, de l'Energie et de la Communication, Berne, 27 p.

Anonyme, 2001b. Ordonnance sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE, du 4 avril 2001).

Armstrong, D.P & Seddon, P.J. 2007. Directions in reintroduction biology. TREE 23: 20-25.

Armsworth, P.R. & Roughgarden, J.E. 2001. An invitation to ecological economics. TREE 16: 229-234.

Bhagwat, S.A. et al. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity ? TREE 23: 261-267.

Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. (Editors) 2004. 2004 IUCN Red list of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 191 p.

Balmford, A. 2003. Conservation planning in the real world: South Africa shows the way. TREE 18: 435-438.

Balmford, A., Green, R.E. & Jenkins, M. 2003. Measuring the changing state of nature. TREE 18: 326-330.

Bath, A. 1999. Human dimension in wildlife management - gaining public acceptance. Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates. Environmental encounters 41, Council of Europe Publishing, Strasbourg: 121-125.

Beccaloni, G.W & Gaston, K.J. 1995. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. Biol . Cons. 71: 77-86.

Beeby, A. 1993. Applying Ecology. Chapman and Hall, London, 441 p.

Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. Ecology - Individuals, Populations and Communities. Third edition. Blackwell, Oxford, 1068 p.

Bellemain, E. & Ricklefs, R.E. 2008. Are islands the end of the colonization road ? TREE 23: 461-468.

Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.-C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. J. Appl. Ecol. 42: 261-269.

Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, 254 p. (2nd edition: 2003).

Bennett, L.T. & Adams, M.A. 2004. Assessment of ecological effects due to forest harvesting: approaches and statistical issues. J. Appl. Ecol. 41: 585-598.

Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key ? TREE 18: 182-188.

Berthoud, G., Lebeau, R.P. et Righetti, A. 2004. Réseau écologique national REN. Rapport final. Cahier de l'environnement 373. OFEFP, Berne, 132 p.

Bookhout, T.A. 1994. Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, 740 p.

Borgula, A., Fallot, Ph. & Ryser, J. 1994. Inventaire des sites de reproduction de batraciens

d'importance nationale, rapport final. Cahier de l'environnement 233, OFEFP, Berne, 74 p.

Bowyer, R.T. et al. 2003. Effects of the Exxon Valdez oil spill on river otters: injury and recovery of a sentinel species. *Wildlife Monographs* 153: 1-53.

Bradley, K.L. & Pregitzer, K.S. 2007. Ecosystem assembly and terrestrial carbon balance under elevated CO₂. *TREE* 22: 538-547.

Bradshaw, A.D. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning* 11: 35-48.

Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biol. Cons.* 83: 279-289.

Burgman, M.A., Ferson, S. & Akçakaya, R.H. 1993. Risk assessment in conservation biology. Chapman and Hall, London, 314 p.

Burnand, J.-D., Berthoud, G., Sigrist, J. et Muller, S. 1986. Comportement du gibier dans une zone de terrain traversé par une route. Mandat de recherche du département fédéral de l'intérieur. Conservation de la faune et section protection de la nature et des sites du canton de Vaud, Lausanne, 145 p.

Byers, J.E. et al. 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *TREE* 21: 493-500.

Cabeza, M. & Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *TREE* 16: 242-248.

Calow, P. et al. 1990. River Water Quality. Ecological Issues 1, British Ecological Society, Field Studies Council, Shrewsbury, 43 p.

Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol.* 63: 215-244.

Caughley, G. & Gunn, A. 1996. Conservation biology in theory and practice. Blackwell, Oxford, 480 p.

Caughley, G. & Sinclair, A.R.E. 1994. Wildlife ecology and management. Blackwell, Oxford, 334 p.

Chaussade, J. 1997. Les ressources de la mer. Flammarion, Paris, 123 p.

Chee, Y.E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biol. Cons.* 120: 549-565.

Coleman, F.C. & Williams, S.L. 2002. Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *TREE* 17: 40-44.

Comité interdépartemental de Rio (CIRio). 1995. Eléments pour un concept de développement durable. OFEFP, Berne, 106 p.

Conseil de l'Europe, Council of Europe, 1999. Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates. Environmental encounters 41, Council of Europe Publishing, Strasbourg, 147 p.

Conservation International, 2006. Designing a conservation strategy. The 4-P workshop. Washington, DC, 112 p.

Cornell, H.V. 1985. Local and regional richness of cynipine gall wasps on California oaks. *Ecology* 66: 1247-1260.

Cornell, H.V. & Lawton, J.H. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *J. Anim. Ecol.* 61: 1-12.

Coulson, T., Mace, G.M., Hudson, E. & Possingham, H. 2001. The use and abuse of population viability analysis. *TREE* 16: 219-221.

Cramer, V.A., Hobbs, R.J. & Standish, R.J. 2007. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *TREE* 23:104-112.

Crist, M.R., Wilmer, B. & Aplet, G.H. 2005. Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies. *J. Appl. Ecol.* 42: 181-191.

Cummings, J., Reid, N., Davies, I. & Grant, C. 2005. Adaptive restoration of sand-mined areas for biological conservation. *J. Appl. Ecol.* 42: 160-10.

- Cury, P.M. et al. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *TREE* 23: 338-346.
- Ebenman, B. & Jonsson, T. 2005. Using community viability analysis to identify fragile systems and keystone species. *TREE* 20: 568-575.
- Dalton, H. & Brand-Hardy, R. 2003. Nitrogen: the essential public enemy. *J. Appl. Ecol.* 40: 771-781.
- De Deyn, G.B. & Van der Putten, W. H. 2005. Linking aboveground and belowground diversity. *TREE* 20: 625-633.
- Delarze, R., Gonseth, Y. & Galland, P. 1998. Guide des milieux naturels de Suisse. Delachaux et Niestlé, Lausanne, 413 p.
- Deléage, J.-P. 1991. Une histoire de l'écologie. Points Sciences, Seuil, Paris, 330 p.
- DETEC, 2001. Planification et construction de passages à faune à travers des voies de communication. Berne, 1 p.
- Diamond, J. 1989. Overview of recent extinctions. In: Western D. & Pearl M. (Eds.), *Conservation for the Twenty-First Century*. Oxford University Press, New York: 37-41.
- Diaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *TREE* 16: 646- 654.
- Dithlogo, M.K.M., James, R., Laurence, B.R & Sutherland, W.J. 1992. The effects of conservation management of reed beds. I. The invertebrates. *J. Appl. Ecol.* 29: 265-276.
- Duelli, P. 1994. Liste rouge des espèces animales de Suisse. OFEFP, Berne, 97 p.
- Dukes, J.S & Mooney, H. A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders ? *TREE* 14: 135-139.
- Edwards, P. J. & Abivardi, C. 1998. The value of biodiversity: where ecology and economy blend. *Biol. Cons.* 83: 239-246.
- Enserink, M. & Vogel, G. 2006. The carnivore comeback. *Science* 314: 746-749.
- Ferry, L. 1992. Le nouvel ordre écologique. Grasset, Paris, 275 p.
- Field, D. R. et al. 2003. Reaffirming social landscape analysis in landscape ecology: a conceptual framework. *Society and Natural Resources* 16: 349-361.
- Forman, R. T. T. 1982. Interaction among landscape elements: a core of landscape ecology. In *Perspectives in Landscape Ecology*, S.P.T. Jallingii et A.A. de Veer (Eds.). Proceedings of the 1st international congress in landscape ecology, Veldhoven. Center for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen: 35-48.
- Forman, R. T. T. et Godron, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley and Sons, New York, 619 p.
- Fox, N.J. & Beckley, L.E. 2005. Priority areas for conservation of Western Australian coastal fishes: A comparison of hotspot, biogeographical and complementarity approaches. *Biol. Cons.* 125: 399-410.
- Foxcroft, L.C. 2003. Invasive alien species and biodiversity conservation - the anomaly. *Aliens* 17: 1-3.
- Fraker, M. A. et al. 2002. Long-lasting, single-dose immunocontraception of feral fallow deer in British Columbia. *J. Wildl. Manage.* 66: 1141-1147.
- Frankham, R. 2005. Genetics and extinction. *Biol. Cons.* 126: 131-140.
- Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *TREE* 16: 511-516.
- Gell, F.R. & Roberts, C. M. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *TREE* 18: 448-455.
- Gilbert, O.L. & Anderson, P. 1998. Habitat creation and repair. Oxford University Press.
- Gigon, A., Langenauer, R., Meier, C. & Nievergelt, B. 2000. Blue lists of threatened species with stabilized or increased abundance: a new instrument for conservation. *Cons. Biol.* 14: 402-413.

Giller, P.S. 2005. River restoration: seeking ecological standards. Editor's introduction. *J. Appl. Ecol.* 42: 201-207.

Gilpin, M.E. 1987. Spatial structure and population vulnerability. In: Soulé, M.E. (Ed.) *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge: 125-139.

Gilpin, M. et Hanski, I. 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, London, 336 p.

Green, R.E. et al. 2004. Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *J. Appl. Ecol.* 41: 793-800.

Green, R.E. et al. 2006. Collapse of asian vulture populations: risk of mortality from residues of veterinary drug diclofenac in carcasses of treated cattle. *J. Appl. Ecol.* 43: 949-956.

Gurevitch, J. & Padilla, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions ? *TREE* 19: 470-474.

Hanley, N. et al. 2008. Economic determinants of biodiversity change over a 400-year period in the Scottish uplands. *J. Appl. Ecol.* 45: 1557-1565.

Hanski, I. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *TREE* 9: 131-135.

Hanski, I. A. & D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In: Hanski, I.A. & M.E. Gilpin (Eds.) *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press. San Diego: 5 - 26.

Harrington, R., Woiwod, I. & Sparks, T. 1999. Climate change and trophic interactions. *TREE* 14: 146-150.

Harrison, S. & Hastings, A. 1996. Genetic and evolutionary consequences of metapopulation structure. *TREE* 11: 180-183.

Harrison, S.S.C., Pretty, J.L., Shepherd, D., Hildrew, A.G., Smith, C. & Hey, R.D. 2004. The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers. *J. Appl. Ecol.* 41: 1140-1154.

Ecologie appliquée et conservation de la biodiversité

Hedrick, P.W. 2001. Conservation genetics: where are we now ? *TREE* 16: 629-636.

Hegg, O., Béguin, C. & Zoller, H. 1993. *Atlas de la végétation à protéger en Suisse*. OFEFP, Berne.

Heithaus, M.R., Frid, A., Wirsing, A.J. & Worm, B. 2007. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *TREE* 23: 202-210.

Heywood, V.H & Watson, R.T. 1996. *Global biodiversity assessment (UNEP)*. Cambridge University Press, Cambridge.

Hilty, J.A., Lidicker, W.Z. & Merenlender, A. M. 2006. *Corridor Ecology*. Island Press, 324 p.

Holzgang, O., Pfister, H.-P., Heynen, D., Blant, M., Righetti, A., Berthoud, G., Marchesi, P., Maddalena, T., Wendelspiess, M., Dändliker, G., Mollet, P. et Bornhauser-Sieber, U. 2001. *Les corridors faunistiques en Suisse*. Cahier de l'environnement 326. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 120 p.

Hope, D. et al. 2006. Drivers of spatial variation in plant diversity across the Central Arizona-Phoenix ecosystem. *Society and Natural Resources* 19: 101-116.

Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent ? *TREE* 15: 56-61.

Hughes, T.P., Bellwood, D.R., Folke, C., Steneck, R.S. & Wilson, J. 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *TREE* 20: 380-386.

Hunter, L.M., Beal, J. & Dickinson, T. 2003. Integrating demographic and GAP analysis biodiversity data: useful insight ? *Human Dimensions of Wildlife* 8: 145-157.

Hunter, M.L. 1995. *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell Science, 488 p.

IUCN. 1994 et 2001. *Catégories de l'UICN pour les listes rouges*. UICN, Gland.

Jaarsveld van, A. S. & Chown, S.L. 2001. Climate change and its impacts in South Africa. *TREE* 16: 13-14.

Cours C. Neet 2010

- Jactel, H., Goulard, M., Menassieu, P. & Goujon, G. 2002. Habitat diversity in forest plantations reduces infestations of the pine stem borer *Doryctra sylvestrella*. *J. Appl. Ecol.* 39: 618-628.
- Juanes, F. 2001. Mediterranean marine protected areas. *TREE* 16: 169-170.
- Kareiva, P., Chang, A. & Marvier, M. 2008. Development and conservation goals in world bank projects. *Science* 321: 1638-1639.
- Keane, R.M. & Crawley, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *TREE* 17: 164-170.
- Keating, M. 1993. Sommet de la terre 1992 - Un programme d'action. Centre pour notre Avenir à Tous, Genève, 70 p.
- King, D. 2005. Climate change: the science and the policy. *J. Appl. Ecol.* 42: 779-783.
- Kitching, R.L. 1986. Prey-predator interactions. In: Kikkawa, J. & Anderson, D.J. (Eds.) *Community ecology: pattern and process*. Blackwell, Oxford: 214-239.
- Kiss, A. 2004. Is community-based ecotourism a good use of biodiversity funds ? *TREE* 19: 232-237.
- Klaus, G., Schmill, J., Schmid, B. & Edwards, P.J. 2001. Diversité biologique: les perspectives du siècle naissant. Birkhäuser, Bâle, 174 p.
- Kleijn, D. & Sutherland, W.J. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity ? *J. Appl. Ecol.* 40: 947-969.
- Knop, E., Kleijn, D., Herzog, F. & Schmid, B. 2006. Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 43: 120-127.
- Küttel, S., Petter, A. & Wüest, A. 2002. Temperatur-präferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischen Fließgewässer. Rhône Revitalisierung, Publ. no 1.
- Laiolo, P. & Tella, J.L. 2005. Habitat fragmentation affects culture transmission: patterns of song matching in Dupont's lark. *J. Appl. Ecol.* 42: 1183-1193.
- Lamoreux, J. et al. 2003. Value of the IUCN Red List. *TREE* 18: 214-215.
- Lande, R. 1995. Mutation and Conservation. *Cons. Biol.* 9: 782-791.
- Langhammer, P.F. et al. 2007 Identification and gap analysis of key biodiversity areas. IUCN, Gland, Switzerland, 116 p.
- Laurance, W.F. 2005. When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. *TREE* 20: 645-649.
- Lawton 1984. Non-competitive populations, non-convergent communities, and vacant niches: the herbivores of bracken. In: Strong, D.R et al. (Eds), *Ecological communities: Conceptual issues and the evidence*, Princeton University Press, Princeton: 67-101.
- Lawton, J.H. & MacGarvin, M. 1986. The organisation of herbivore communities. In: Kikkawa, J. & Anderson, D.J. (Eds.) *Community ecology: pattern and process*. Blackwell, Oxford: 163-186.
- Leopold, A. 1949. A sand county almanac. Oxford University Press, New York. 226 p.
- Lerdau, M. & Slobodkin, L. 2002. Trace gas emissions and species-dependent ecosystem services. *TREE* 17: 309-312.
- Le Roux, X. et al. 2008. Agriculture et biodiversité. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France).
- Lindsay, S.W & Birley, M.H. 1996. Climate change and malaria transmission. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology* 90: 573-588.
- Linkie, M., Chapron, G., Martyr, D.J., Holden, J. & Leader-Williams, N. 2006. Assessing the viability of tiger subpopulations in a fragmented landscape. *J. Appl. Ecol.* 43: 576-586.
- Lovejoy, T.E. 2006. Protected areas: a prism for a changing world. *TREE* 21: 329-333.

- Lowe, P., Whitman, G. & Philipson, J. Ecology and the social sciences. *J. Appl. Ecol.* 46: 297-305.
- Luck, G.W., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. 2003. Population diversity and ecosystem services. *TREE* 18: 331-336.
- Lüring, M. & Scheffer, M. 2007. Info-disruption: pollution and the transfer of chemical information between organisms. *TREE* 22: 374-379.
- Ly, O.K. et al. 2006. Evaluation économique de l'écotourisme. IUCN, Gland, Switzerland, 34 p.
- Lytle, D.A. & LeRoy Poff, N. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *TREE* 19: 94-100.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, 203 p.
- Mäder, P. et al. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296: 1694-1697.
- Maguire, L.A., Seal, U.S. & Brussard, P.F. 1987. Managing critically endangered species: the Sumatran rhino as a case study. In: Soulé, M.E. (Ed.) *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge: 141-158.
- Margalef, R. 1989. On diversity and connectivity as historical expressions of ecosystems. *Coenoses* 4: 121-126.
- Mathevet, R. & Mauchamp, A. 2005. Evidence-based conservation: dealing with social issues. *TREE* 20: 422-423.
- Maxwell, D. & Jennings, S. 2005. Power of monitoring programmes to detect decline and recovery of rare and vulnerable fish. *J. Appl. Ecol.* 42: 25-37.
- MBD - Structure de coordination du Monitoring de la biodiversité en Suisse, 2006. *Etat de la biodiversité en Suisse. Etat de l'environnement 0604*. Office fédéral de l'environnement, Berne, 67 p.
- McCallum, H. 1996. Immunocontraception for wildlife population control. *TREE* 11: 491-493.
- McGeoch, M. A. & Chown, S.L. 1998. Scaling up the value of bioindicators. *TREE* 13: 46-47.
- Merriam, G. 1984. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In *Proceedings of the 1st international seminar on methodology in landscape ecological research and planning*, J. Brandt et P. Agger (Eds.). Roskilde University: 5-15.
- Milner, J.E. et al. 2006. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *J. Appl. Ecol.* 43: 721-734.
- Milner-Gulland, E.J. & Akçakaya, H.R. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *TREE* 16: 686-692.
- Miller, J.R. 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *TREE* 20: 430-434.
- Møller, A.P. & Mousseau, T.A. 2006. Biological consequences of Chernobyl: 20 years on. *TREE* 21: 200-207.
- Moorcroft, P.R. 2006. How close are we to a predictive science of the biosphere ? *TREE* 21: 400-407.
- Moran, E.F. 2006. *People and nature*. Blackwell, Oxford, 218 p.
- Naidoo, R. et al. 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *TREE* 21: 681-687.
- Nave, C.D. et al. 2002. Fertility control in the eastern grey kangaroo using levonorgestrel implants. *J. Wildl. Manage.* 66: 470-477.
- Neet, C.R. 1995. Field studies on population and community consequences of habitat fragmentation. In: Bellan, D., Bonin, G. & Emig, C. (Eds.), *Functioning of natural and perturbed ecosystems*. Lavoisier, Paris: 17-34.
- Neet, C.R. & Bolliger, M. 2004. Biodiversity management in Swiss mountain forests. *Ecological Bulletin* 51: 101-108.
- Neet, C.R., Goeldlin, P. & Delarze, R. 2003. *Projet-pilote de gestion écologique des forêts de*

- Montricher. Mém. Soc. Vaud. Sc. Nat. 20.2: 98-310.
- Newman, E.I. 1993. Applied Ecology. Blackwell, Oxford, 328 p.
- Nichols, J.D. 1991. Responses of North American duck populations to exploitation. In: C.M. Perrins, J.-D. Lebreton & G.J.M. Hiron. Bird population studies. Oxford University Press: 498-525.
- Nichols, J.D. & Williams, B.K. 2006. Monitoring for conservation. TREE 21: 668-673.
- Norris, K. 2004. Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-species paradigm. J. Appl. Ecol. 41: 213-426.
- Oetting, J.B., Knight, A.L. & Knight, G.R. 2006. Systematic reserve design as a dynamic process: F-TRAC and the Florida Forever program. Biol. Cons. 128: 37-46.
- OFEFP 1990 a. La fin de la loutre en Suisse. Cahier de l'environnement 128, Berne, 101 p..
- OFEFP 1990 b. Etude de l'impact sur l'environnement - Manuel EIE, Berne, 127 p.
- OFEFP 1996. Commentaires sur la prévention des dégâts causés par le gibier, conformément à la nouvelle législation sur les forêts (circulaire 21), Berne, 60 p.
- OFEFP 1996/1999. Rapports sur le monitoring de la biodiversité en Suisse, Berne, 8 / 55 p.
- OFEFP 1997. Rapport de la commission sur le développement durable, Berne, 58 p.
- OFEFP 1999. Normes nationales pour la certification forestière en Suisse, Berne, 6 p.
- OFEFP, OFEG (éd.) 2004. NAQUA – Qualité des eaux souterraines en Suisse 2002/2003, Berne, 204 p.
- OFEV/OFS 2007. Environnement Suisse 2007, Berne et Neuchâtel, 148 p.
- Oldfield T.E.E., Smith, R.J., Harrop, S.R. & Leader-Williams, N. 2004. A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. Biol. Cons. 120: 307-313.
- Palmer, M.A. *et al.* 2005. Standards for ecologically successful river restoration. J. Appl. Ecol. 42: 208-217.
- Palsbøll, P.J., Bérubé, M. & Allendorf, F.W. 2006. Identification of management units using population genetic data. TREE 22: 11-16.
- Patthey, P. 2003. Habitat and corridor selection of an expanding red deer (*Cervus elaphus*) population. PhD thesis, University of Lausanne, 152 p.
- Peek, J. M. 1986. A review of wildlife management. Prentice-Hall, New Jersey, 486 p.
- Pellet, J. & Schmidt, B.R. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. Biol. Cons. 123: 27-35.
- Pellet, J., Guisan, A. & Perrin, N. 2004. A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. Cons. Biol. 18: 1599-1606.
- Pereira, H.M. & Cooper, H.D. 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. TREE 21: 123-129.
- Peters, R.L.II. 1988. The effect of global climatic change on natural communities. In: Wilson, E.O. (Ed.). Biodiversity. National Academy Press, Washington D.C.: 450-461.
- Pimm, S.L. 1982. Food webs. Chapman and Hall, London, 219 p.
- Pimm, S.L. 1991. The balance of nature ? The University of Chicago Press, Chicago, 434 p.
- Pressey *et al.* 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. TREE 8: 124-128.
- Pressey *et al.* 2007. Conservation planning in a changing world. TREE 22: 583-592.
- Pretty, J.L. *et al.* 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. J. Appl. Ecol. 40: 251-265.

- Primack, R.B. 2004. A primer of conservation biology (3ème édition). Sinauer Associates, Sunderland MA, 280 p.
- Pullin, A.S. 2002. Conservation biology. Cambridge University Press, 345 p.
- Pro Natura, 1997. Manuel de protection de la nature en Suisse. Delachaux et Niestlé, Lausanne, 352 p.
- Ramade, F. 1974. Eléments d'écologie appliquée. McGraw-Hill (plusieurs fois réédité), 576 p.
- Ramade, F. 2006. Des catastrophes naturelles ? Dunod, Paris, 258 p.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K.A., Warton, D. & Croft, D.B. 2005. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biol. Cons.* 126: 474-490.
- Rasool, I. 1993. Système Terre. Flammarion, Paris, 123 p.
- Reid, W.V. et al. 1993. Biodiversity indicators for policy-makers. World Resources Institute, Washington, DC.
- Reid, W.V. & Miller, K.R. 1989. Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity. World Resources Institute, Washington, DC, 140 p.
- Rohr, J.R., Kerby, J.L. & Sih, A. 2006. Community ecology as a framework for predicting contaminant effects. *TREE* 21: 606-613.
- Roth, I. 2002. Mesurer le développement durable. *Bulletin ASEP* 3: 1-6.
- Rowe, S & Hutchings, J.A. 2003. Mating systems and the conservation of commercially exploited marine fish. *TREE* 18: 567-572.
- Rosenzweig, M.L. 2003. Win-Win Ecology: how the earth's species can survive in the midst of human enterprise. Oxford University Press, New York. 224 p.
- Ruh, H. 1995. Störfall Mensch - Wege aus der ökologischen Krise. Kaiser, Gütersloh, 159 p.
- Sax, D.F. & Gaines, S.D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *TREE* 18: 561-566.
- Scheffer, M., Carpenter, S. & de Young, B. 2005. Cascading effects of overfishing marine systems. *TREE* 20: 579-581.
- Schlesinger, W.H. 2006. Global change ecology. *TREE* 21: 348-351.
- Schütz, J.-Ph. 1990. Sylviculture 1. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, 243 p.
- Scott, J.M. et al. 1993. Gap analysis. *Wildl. Monogr.* 123: 1-41.
- Shea, K. & Chesson, P. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *TREE* 17: 170-176.
- Shrader-Frechette, K.S. & McCoy, E.D. 1992. Statistics, costs and rationality in ecological inference. *TREE* 7: 96-99.
- Simberloff, D.S. et Wilson, E.O. 1969. Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. *Ecology* 50: 861-879.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era ? *Biol. Cons.* 83: 247-257.
- Sinclair, A.R.E., Fryxell, J.M. & Caughley, G. 2006. Wildlife ecology, conservation, and management. Second edition. Blackwell, Oxford, 469 p.
- Smith, F.D.M., May, R.M., Pellew, R., Johnson, T.H. & Walter, K.R. 1993. How much do we know about the current extinction rate. *TREE* 8: 375-378.
- Sochat, E., Warren, P.S., Faeth, S.H., McIntyre, N.E. & Hope, D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *TREE* 21: 186-191.
- Sodhi, N.S., Koh, L.P., Brook, B.W. & Ng, P.K.L. 2004. Southeast asian biodiversity: an impending disaster. *TREE* 19: 654-660.

- Soulé, M.E. & Gilpin, M.E. 1991, In: Saunders, D.A. & Hobbs, R.J. (Eds) *Nature conservation 2: the role of corridors*, Surrey Beatty & Sons: 3-8.
- Spackman, S.C. & Hughes, J.W. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biol. Cons.* 71: 325-332.
- Srivastava, D.S. et al. 2004. Are natural microcosms useful model systems for ecology ? *TREE* 19: 379-384.
- SSBF, Société Suisse de biologie de la Faune. 1995. *Faune, construction de routes et trafic*. SSBF, Coire, 53 p.
- Stern, N. 2006. *The economics of climate change*. Cabinet Office - HM Treasury, Executive summary, www.hm-treasury.gov.uk, 27 p.
- Stone, C.P & Stone, D.B. 1989. *Conservation biology in Hawaii*. University of Hawaii Press, Honolulu, 252 p.
- Stork, N.E. 1997. Measuring global biodiversity and its decline. In: Reaka-Kudla M., Wilson D.E. & Wilson E.O. (Eds). *Biodiversity II*. John Henry Press, Washington: 41-68.
- Suding, K.N., Gross, K.L. & Houseman, G.R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *TREE* 19: 46-53.
- Sutherland, W.J. 2002. Restoring a sustainable countryside. *TREE* 17: 148-150.
- Sutherland, W.J. & Watkinson, A.R. 2001. Policy making within ecological uncertainty: lessons from badgers and GM crops. *TREE* 16: 261-263.
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M. & Knight, T.M. 2004. The need for evidence-based conservation. *TREE* 19: 305-308.
- Sutherland, W.J. et al. 2006. The identification of 100 ecological questions of high policy relevance in the UK. *J. Appl. Ecol.* 43: 617-627.
- Swift, M.J. & Anderson, J.M. 1994. Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. In: Schulze E.-D. & Mooney H.A. (Eds.). *Biodiversity and ecosystem function*. Springer, Berlin: 15-41.
- Tilman, D. & Kareiva, P. 1997. *Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*. Princeton University Press, 419 p.
- Toit du, J.T., Walker, B.H. & Campbell, B.M. 2004. Conserving tropical nature: current challenges for ecologists. *TREE* 19: 12-17.
- Townsend, C.R., Begon, M. & Harper, J.L. 2003. *Essentials of ecology* (2nd ed.). Blackwell, 530 p.
- UICN, 2001. *Catégories et critères de l'UICN pour la Liste Rouge : Version 3.1*. Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni. ii + 32 p.
- Vilka, L. 1997. *The intrinsic value of nature*. Rodopi, Amsterdam, 168 p.
- Ward, J.V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol. Cons.* 83: 269-278.
- Warnken, J. & Buckley, R. 1998. Scientific quality of tourism environmental impact assessment. *J. Appl. Ecol.* 35: 1-8.
- Warren, W. A. 2005. Hierarchy theory in sociology, ecology, and resource management: a conceptual model for natural resource of environmental sociology and socioecological systems. *Society and Natural Resources* 18: 447-466.
- Worm, B. & Duffy, J.E. 2003. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *TREE* 18: 628-632.
- Worm, B. et al. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787-790.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H. et Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Michael E. Soule (Ed.). Sinauer Assoc., Sunderland, MA : 237-256.
- Wilgen van, B.W., Le Maitre, D.C. & Cowling, R.M. 1998. *Ecosystem services, efficiency, sustainability and ecosystem function*. Springer, Berlin: 15-41.

lity and equity: South Africa's Working for Water programme. TREE 13: 378.

Wilson, E.O. (Ed.). 1988. Biodiversity. National Academy Press, Washington D.C., 521 p.

Wilson, E.O. 1997. In search of nature. Allen Lane, The Penguin Press, London, 214 p.

Wilson, E.O. 2002. The future of life. Alfred Knopf, New York, 203 p.

Winter, C. 2005. Preferences and values for forests and wetlands: a comparison of farmers, environmentalists, and the general public in Australia. Society and Natural Resources 18: 541-555.

Witting, L. & Loeschke, V. 1995. The optimization of biodiversity conservation. Cons. Biol. 71: 205-207.

Wright, S.J. 2005. Tropical forests in a changing environment. TREE 20: 553-560.

Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. TREE 16: 446-453.

NB. Certaines publications de l'Office Fédéral de l'Environnement peuvent être téléchargées sur le site internet de l'OFEV:

www.bafu.admin.ch

Liste des espèces citées en exemple

Mammifères :

- *Canis lupus*
- *Capra ibex*
- *Capreolus capreolus*
- *Castor fiber*
- *Cervus elaphus*
- *Diceros bicornis*
- *Dicerorhinus sumatrensis*
- *Lontra canadensis*
- *Lutra lutra*
- *Lynx lynx*
- *Rupicapra rupicapra*
- *Sus scrofa*
- *Ursus arctos*
- *Vulpes vulpes*

Oiseaux

- *Crex crex*
- *Dryocopus martius*
- *Gypaëtus barbatus*
- *Gyps sp.*
- *Perdix perdix*
- *Phalacrocorax carbo*
- *Tetrao urogallus*

Batraciens, reptiles

- *Bufo calamita*
- *Bufo variegata*
- *Rana ridibunda*
- *Lacerta viridis*
- *Vipera aspis*
- *Vipera berus*

Poissons

- *Gadus morhua*

Invertébrés

- *Anopheles maculipennis*
- *Ithomiinae* (Lépidoptères)
- *Linepithema humile*

Espèces végétales

- genre *Argyroxiphium*
- genre *Hibiscadelphus*
- *Calophyllum lanigerum* var. *austrocoriaceum*
- *Caulerpa taxifolia*

Documentation

Pour une documentation disponible sur internet et d'un intérêt particulier dans le cadre du cours, voir la page des liens internet du cours, sur le site : www.econeet.net