

MedWet



Suivi des Zones Humides Méditerranéennes

Guide méthodologique

Édité par Pere Tomàs Vives



L'action de MedWet

Le Bassin Méditerranéen est riche en zones humides présentant de grandes valeurs écologiques, sociales et économiques. Cependant, ces importantes ressources naturelles ont été considérablement dégradées ou détruites, essentiellement au cours du 20^{ème} siècle. Pour arrêter ces pertes, inverser la tendance et assurer une utilisation rationnelle de ces zones humides dans toute la Méditerranée, une action de collaboration concertée à long terme a été développée sous l'appellation de MedWet.

Un projet préparatoire de trois ans a été lancé fin 1992 par la Commission Européenne, la Convention de Ramsar sur les Zones Humides d'Importance Internationale, les gouvernements d'Espagne, de France, de Grèce, d'Italie et du Portugal, le Fonds Mondial pour la Nature (WWF), le Bureau International de Recherches sur les Oiseaux d'Eau et les Zones Humides (BROE), et la Station Biologique de la Tour du Valat.

Ce projet se focalise sur la partie du Bassin Méditerranéen faisant partie de l'Union Européenne, avec des activités pilotes entreprises dans d'autres pays tels que le Maroc et la Tunisie. Le financement provient pour les deux tiers de l'Union Européenne dans le cadre du programme ACNAT, le complément étant apporté par les autres partenaires eux-mêmes.

Le concept de MedWet et son importance pour l'utilisation rationnelle des zones humides méditerranéennes a été officiellement reconnu par la Conférence de Kushiro des Parties Contractantes à la Convention de Ramsar en Juin 1993.

MedWet



Suivi des Zones Humides Méditerranéennes

Guide méthodologique



Édité par
Pere Tomàs Vives

Comité d'édition scientifique
Nick Riddiford, Patrick Grillas, Max Finlayson, Nathalie Hecker
Rui Rufino, Barrie Goldsmith

Traduction française par
Nils Beaumont



© Wetlands International
et Instituto da Conservação da Natureza, Portugal, 1996.

Tous droits réservés. Toute reproduction, mémorisation, ou transmission, intégrale ou partielle, faite par quelque procédé que ce soit, électronique, électrique, chimique, mécanique, optique, reprographique ou d'enregistrement, ne peut être faite sans l'autorisation préalable du détenteur des droits d'auteur; la reproduction est autorisée à des fins éducatives ou non commerciales (aux termes du Copyright and Patents Act 1988).

ISBN 1 900442 04 3

Citation de cette publication: Tomàs Vives P. (ed). 1996. *Suivi des Zones Humides Méditerranéennes: Guide méthodologique*. Publication MedWet; Wetlands International, Slimbridge, RU et ICN, Lisbonne, Portugal. 150 pp.

Photographie de couverture: Marc permanente d'un cours d'eau de montagne de la Serra de Tramuntana (Majorque); habitat de l'Alite de Majorque *Alytes muletensis* (Biel Sewrvera).

Conçu et réalisé par Nature Conservation Bureau Limited, 36 Kingfisher Court, Hambridge Road, Newbury, Berkshire, RG14 5SJ, RU.

Imprimé par Information Press, Oxford, RU.

Imprimé sur papier sans chlore et provenant de ressources renouvelables.

Les informations géographiques contenues dans ce rapport concernant le statut légal des pays ou territoires et leurs frontières n'ont qu'une valeur indicative et ne représentent en aucun cas une prise de position des auteurs à leur sujet.

Sommaire

Avant-propos	iv
Remerciements	v
Collaborateurs	vi
1 Introduction	1
2 Changements écologiques dans les zones humides méditerranéennes	5
2.1 Introduction	6
2.2 Valeurs des zones humides	6
2.3 Types de changement écologique	9
2.4 Causes de changements écologiques défavorables	17
2.5 Conclusion: changement écologique et suivi	21
3 Cadre de conception d'un programme de suivi	25
3.1 Introduction	26
3.2 Gestion et suivi	26
3.3 Un cadre de suivi	27
3.4 Conclusion	34
4 Identification d'indicateurs	35
4.1 Introduction	36
4.2 Qu'est-ce qu'un indicateur?	37
4.3 Choix des indicateurs	39
4.4 Conclusion	55
5 Techniques de suivi	61
5.1 Suivi des changements de superficie des zones humides	62
5.2 Suivi des changements du régime hydrologique	63
5.3 Suivi des changements de qualité de l'eau: eutrophisation	64
5.4 Suivi des changements de qualité de l'eau: pollution par des substances toxiques	66
5.5 Suivi des changements dus à l'exploitation des ressources des zones humides	68
5.6 Suivi des changements dus à l'introduction d'espèces exogènes	72
6 Bibliographie du suivi	73
6.1 Généralités	74
6.2 Multidisciplinaire	74
6.3 Hydrologie	75
6.4 Qualité de l'eau	76
6.5 Indicateurs biologiques	79
6.6 Plantes et végétation	79
6.7 Invertébrés	80
6.8 Poissons	81
6.9 Barraciens/Reptiles	81
6.10 Oiseaux	81
6.11 Mammifères	82
6.12 Indices biotiques	83
6.13 Cartographie et télédétection	83
6.14 Autres	85
7 Etudes de cas	89
7.1 Estuaire du Sado	91
7.2 S'Albufera de Mallorca	103
7.3 Lac Kerkini	119
7.4 Étang de l'Or	128
7.5 Aiguamolls de l'Empordà	135
Synthèse	141
Glossaire	143
Index	149

Avant-propos

La disparition et la dégradation rapides des zones humides méditerranéennes ont imposé des mesures concertées et urgentes. C'est ainsi que la Conférence sur la gestion des zones humides méditerranéennes et de leur avifaune, tenue à Grado, Italie, en 1991, a débouché sur le lancement de l'initiative MedWet. Un premier projet préparatoire de trois ans entrepris dans le cadre de MedWet a permis de mettre au point et de tester les outils nécessaires à une initiative pan-méditerranéenne de conservation à long terme des zones humides.

Ce Guide décrit les méthodologies de suivi des zones humides méditerranéennes mises au point pendant la première phase de MedWet. Il constitue l'un des résultats du sous-projet MedWet Inventaire et Suivi, exécuté par Wetlands International (anciennement BIROE) et l'Instituto da Conservação da Natureza du Portugal. Parmi les autres résultats majeurs de ce sous-projet figurent un examen du Statut des Inventaires des Zones Humides dans la Région Méditerranéenne, et un ouvrage intitulé Inventaires des Zones Humides Méditerranéennes: Manuel de Référence, dans lequel on trouvera toute une série d'outils à cet effet.

Dans toute approche stratégique de la conservation des zones humides, le suivi joue un rôle crucial puisqu'il

permet d'évaluer le succès des mesures de gestion préalables et de définir les actions à entreprendre pour atteindre l'objectif désiré. Il permet également de déceler des changements écologiques et d'en trouver les causes, et donc de prendre des mesures correctrices.

Ce Guide fournit un cadre méthodologique pour planifier des programmes de suivi des zones humides méditerranéennes. Du fait de la complexité et de la diversité de ces écosystèmes, il ne peut s'agir d'un livre de recettes, mais on a cherché plutôt à apporter à l'utilisateur une aide dans la planification de programmes répondant à certains objectifs spécifiques. MedWet a ainsi effectué dans le domaine du suivi un travail de pionnier, tant pour la région méditerranéenne que pour d'autres parties du monde. L'élaboration de ce Guide a déjà contribué à la mise au point des Lignes directrices Ramsar pour la surveillance continue des changements des caractéristiques écologiques des zones humides et nous espérons qu'il permettra également d'établir une norme pour les activités dans les zones humides et les autres habitats des sites concernés, par exemple, par le Réseau Natura 2000 de l'Union européenne.

Michael Moser
Wetlands International

António Teixeira
ICN, Portugal



Remerciements

Des personnes de nationalité et d'expérience différentes ont collaboré à la préparation de ce guide méthodologique. J'aimerais tout d'abord rendre hommage au Groupe d'experts du sous-projet MedWet Inventaire et Suivi, dont les membres sont des spécialistes des zones humides et de la conservation de différents pays. Le Groupe s'est réuni deux fois, au Portugal (1993) et en Tunisie (1994), pour définir les objectifs et les fondements de ce Guide, et pour en préparer les lignes directrices. Je désire aussi remercier les organisateurs de ces réunions, l'Instituto da Conservação da Natureza, au Portugal, et la Direction Générale des Forêts, en Tunisie.

Un comité d'édition, réunissant l'équipe MedWet de Wetlands International et de l'ICN ainsi que certains scientifiques ayant participé à la deuxième réunion, a été créé au cours de l'été 1994. En 1995 et 1996, des études pilotes ont été mises en place dans cinq zones humides méditerranéennes - estuaire du Sado (Portugal), S'Albufera de Mallorca (Espagne), lac Kerkini (Grèce), étang de l'Or (France) et Aiguamolls de l'Empordà (Espagne) - afin de tester la méthode proposée dans le guide. Les scientifiques et équipes de terrain affectées sur ces sites (voir la liste des collaborateurs) se sont profondément impliqués dans ces tests et dans la préparation de rapports détaillés qui sont inclus dans ce Guide au titre d'études de cas.

Le processus de préparation, d'édition et de révision des textes n'a pas été facilité par la dispersion des auteurs et éditeurs, encore moins par le manque de temps disponible. J'aimerais exprimer ici ma gratitude à tous ceux qui ont collaboré à ce travail (voir la liste)

et dont l'intérêt et l'engagement ont permis de produire ce document dans un délai aussi court. Je tiens à remercier particulièrement Nick Riddiford qui n'a pas ménagé ses efforts lors de l'édition scientifique et dont le style signe la version anglaise du texte.

Je voudrais également remercier Joan Mayol Serra et le personnel du Parc naturel de S'Albufera pour leur collaboration, en particulier Gabriel Perelló Coll - qui a beaucoup contribué à l'organisation de la réunion - et le conseil municipal de Muro qui nous a autorisé à utiliser ses installations pendant l'atelier. D'autres personnes ont apporté des commentaires très utiles sur les versions préliminaires du document: Mike Moser de Wetlands International, Mike Wood et Chris Donnelly de l'équipe Earthwatch Europe du projet S'Albufera. Fernando Tortella a fourni plusieurs références pour la bibliographie. Je remercie également tous ceux qui ont gracieusement donné des photos pour agrémenter ce Guide.

Enfin, j'adresse des remerciements spéciaux à Nathalie Hecker et à Marie Antoinette Diaz, qui ont longuement contribué à la production de ce Guide, et à Francesca Crespí Ramis pour son soutien permanent, ses commentaires utiles et sa collaboration lors des remaniements et de l'édition du texte pendant de longues journées de hiver et du printemps derniers.

Pere Tomás Vives
Coordinateur et éditeur, Wetlands International
Mai 1996

Collaborateurs

António Bruxelas
ICN
Instituto da Conservação da
Natureza
Rua Filipe Folque, 46 5°
1050 Lisboa
Portugal

M. Helena Costa
Universidade Nova de Lisboa
Fac. Ciências e Tecnologia
Dept. de Ciências e Engenharia do
Ambiente
Lisboa
Portugal

Tasos Dimalexis
Greek Biotope/Wetland Centre
(EKBY)
14th Km Thessaloniki-Mihaniona
57001 Thermi
Macedonia
Grèce

C. Max Finlayson
Environmental Research Institute
of the Supervising Scientist
Locked Bag 2
Jabiru
0886 Northern Territory
Australie

Barrie Goldsmith
Department of Biology
University College London
Gower Street
London
WC1E 6BT
Royaume Uni

Patrick Grillas
Station Biologique de la Tour du
Valat
Le Sambuc
13200 Arles
France

Nathalie Hecker
MedWet/Wetlands International
Station Biologique de la Tour du
Valat
Le Sambuc
13200 Arles
France

George E. Hollis
Wetland Research Unit
Department of Geography
University College London
26 Bedford Way
London
WC1H 0AP
Royaume Uni

Antonis Mantzavelas
Greek Biotope/Wetland Centre
(EKBY)
14th Km Thessaloniki-Mihaniona
57001 - Thermi
Macedonia
Grèce

Joan Mayol Serra
Parc Natural de S'Albufera de
Mallorca
Conselleria d'Agricultura i Pesca
Foners, 10
07006 Palma de Mallorca
Illes Balears
Espagne

Aura Penloup
Station Biologique de la Tour du
Valat
Le Sambuc
13200 Arles
France

Nick Riddiford
Fair Isle
Shetland
ZE2 9JU
Royaume Uni

Sergio Romero de Tejada
Parc Natural dels Aiguamolls de
l'Empordà
El Cortalet
17486 Castelló d'Empúries
Girona
Espagne

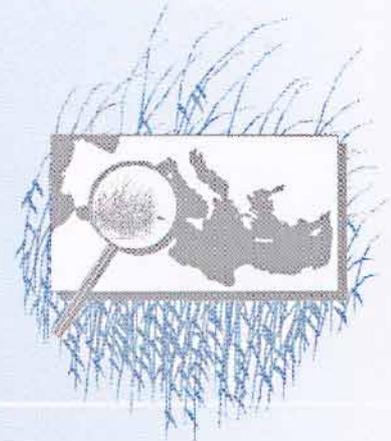
Carmen Rosado
ICN
Instituto da Conservação da
Natureza
Rua Filipe Folque, 46 5°
1050 Lisboa
Portugal

Rui Rufino
MedWet/ICN
Instituto da Conservação da
Natureza
CEMPA
Rua Filipe Folque, 46 5°
1050 Lisboa
Portugal

Pere Tomàs Vives
MedWet/Wetlands International
Avda. del Cid, 76 2°
07198 Palma de Mallorca
Illes Balears
Espagne



1 Introduction



Pere Tomàs Vives

Dans l'ensemble de la région méditerranéenne, les zones humides ont été détruites ou dégradées à un rythme alarmant, et ce en particulier au cours du vingtième siècle. La gravité de cette situation a été décrite lors d'une importante conférence sur les zones humides méditerranéennes, tenue à Grado, Italie, en 1991 (voir Finlayson et al. 1992). La déclaration de Grado, adoptée lors de la conférence, demande que l'on adopte le but suivant: arrêter la perte et la dégradation des zones humides méditerranéennes et inverser les tendances (Anonymous 1992). Pour évaluer dans quelle mesure on s'approche du but de Grado, il est nécessaire de déceler toute modification affectant ou pouvant affecter les zones humides, de mesurer son ampleur et de déterminer ses causes et conséquences.

Parallèlement, la Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitat des oiseaux d'eau, connue sous le nom de Convention de Ramsar, précise (article 3.2) que "Chaque Partie contractante prend les dispositions nécessaires pour être informée dès que possible des modifications des caractéristiques écologiques des zones humides situées sur son territoire et inscrites sur la Liste, qui se sont produites, ou sont en train ou susceptibles de se produire, par suite d'évolutions technologiques, de pollution ou d'une autre intervention humaine". En outre, la sixième Session de la Conférence des Parties contractantes, tenue à Brisbane, Australie, en Mars 1996, a adopté un ensemble de directives pour interpréter les modifications des caractéristiques écologiques, préparé par le Groupe d'Evaluation Scientifique et Technique de la Convention (GEST).

Il est donc nécessaire de pouvoir disposer de systèmes permettant de suivre les changements dans les zones humides, le suivi étant défini comme le recueil systématique et régulier d'informations afin d'évaluer la conformité avec une norme prédéterminée (situation de référence).

Les zones humides sont des écosystèmes complexes pour lesquels il n'existe pas ou que peu de modèles prévisionnels de fonctionnement. En outre, elles sont affectées non seulement par les activités menées in situ, mais aussi par des activités ou des événements survenant dans leur bassin versant et à l'échelle mondiale. Il est souvent difficile d'établir et d'évaluer les impacts écologiques que des activités distantes peuvent avoir sur une zone humide mais il est néanmoins essentiel d'examiner ce qui se passe dans le bassin versant pour tenter de comprendre ce qui arrive dans la zone humide.

Le suivi des zones humides est donc une activité complexe qui doit être soigneusement planifiée en suivant une approche méthodique pour être efficace. Différents facteurs doivent être pris en considération lors de la planification d'un programme de suivi: il faut définir les objectifs des contrôles en fonction du type de changement et son échelle, dans le temps et l'espace, et du type de zone humide. Il faut également tenir compte des ressources disponibles, tant humaines que financières, et des contraintes pour choisir les paramètres et techniques à employer.



1.1 Guide de la surveillance continue des zones humides méditerranéennes

Ce guide méthodologique est le produit d'une collaboration entre spécialistes scientifiques et gestionnaires des zones humides de différents pays, méditerranéens ou non. En janvier 1996, la plupart d'entre eux se sont réunis à Majorque, Espagne, dans le cadre d'un atelier organisé pour débattre de la méthode proposée.

Cet ouvrage a pour objectif de fournir une aide à la conception de programmes de suivi des changements écologiques dans les zones humides méditerranéennes. Sous la forme d'un cadre méthodologique décrivant les étapes de la planification d'un tel programme, le guide inclut des directives détaillées facilitant le choix des indicateurs pour suivre certains problèmes précis.

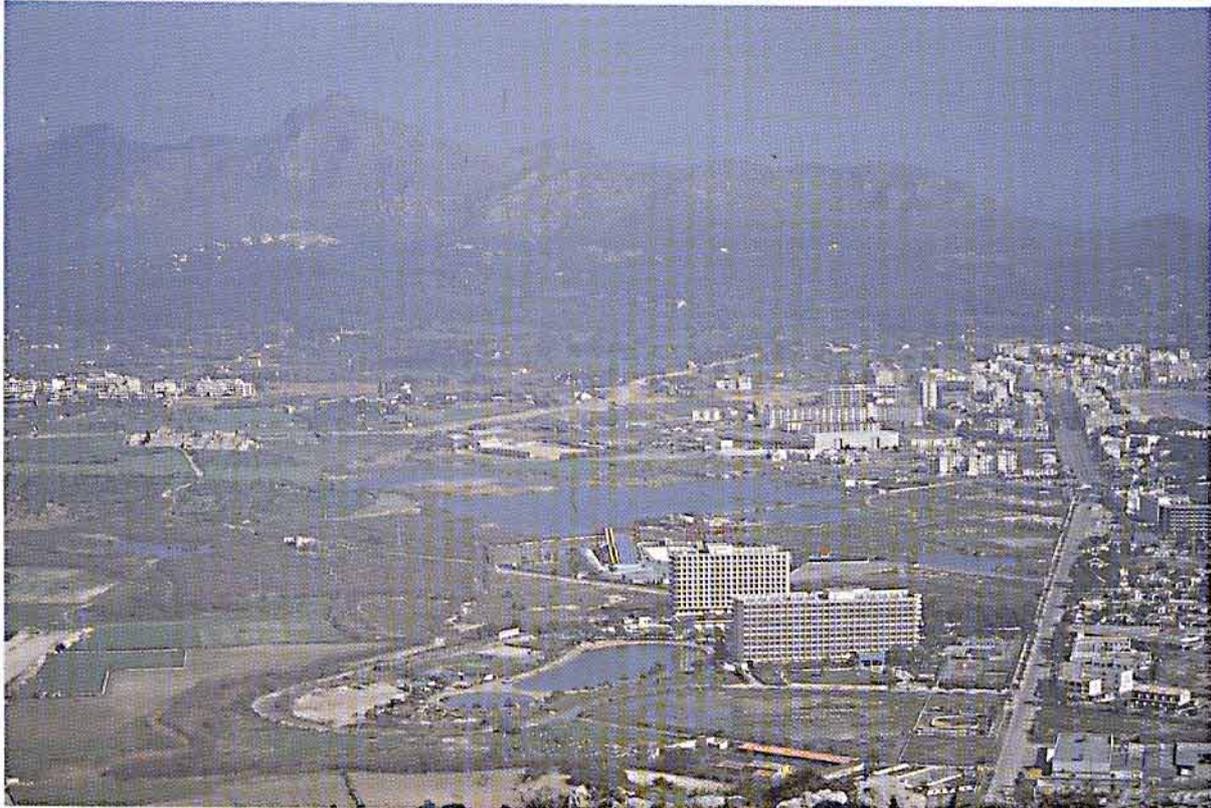
Des études pilotes ont été effectuées dans un certain nombre de zones humides afin de compléter le cadre méthodologique et les directives par des considérations pratiques, et une recherche bibliographique minutieuse a été entreprise pour identifier les publications et documents présentant un intérêt pour le suivi des zones humides.

1.2 Mode d'emploi de ce guide méthodologique

Ce guide s'adresse à tous ceux qui ont la responsabilité des zones humides méditerranéennes, et en particulier aux gestionnaires, planificateurs et spécialistes scientifiques. Dans l'idéal, les programmes de suivi devraient faire partie intégrante de plans de gestion de manière à ce que les mesures décidées en fonction des résultats du suivi puissent être prises dans le cadre d'un mécanisme de réponse existant. Ce n'est cependant pas toujours le cas dans les zones humides méditerranéennes; d'une part, beaucoup d'entre elles ne sont ni protégées ni gérées à des fins de conservation, d'autre part, un grand nombre de zones humides protégées ne bénéficient pas encore d'un plan de gestion formalisé ou ne sont pas gérées de façon organisée.

Compte tenu de la grande diversité des zones humides méditerranéennes, des différences d'expérience technique des utilisateurs potentiels et de la variété des ressources et informations disponibles, il n'a pas été possible de couvrir tous les cas de figure dans ce document. Ce guide ne doit donc pas être considéré comme un livre de recette dans lequel on pourra trouver des instructions pour assurer le suivi de tel

Photo 1.1 De nombreux facteurs sont à l'origine de la destruction ou de la dégradation des zones humides, notamment le développement touristique et la construction de centres de loisirs et de routes. (Pere Tomàs Vives)





type de problème dans tel type de zone humide. Les décisions relatives à la manière d'appliquer le cadre proposé et au choix des indicateurs supposent une bonne connaissance du site de la part de l'utilisateur.

1.3 Contenu du guide

La table des matières a été organisée selon une séquence logique correspondant au processus de planification d'un programme de suivi. Le chapitre 2 présente un aperçu des types de changement écologique affectant les zones humides méditerranéennes et en analyse les causes. Cela devrait aider à identifier les changements intervenant ou pouvant intervenir dans un site particulier et permettre d'en rechercher l'origine. Six types de changement sont ainsi présentés: modifications de la superficie de la zone humide, du régime hydrologique et de la qualité de l'eau, exploitation des produits de la zone humide, introduction d'espèces exogènes, et changements dus aux actions de gestion et de restauration.

Le cadre méthodologique pour planifier un programme de suivi est détaillé au chapitre 3, où l'on trouvera en outre quelques exemples illustrant son application. Il s'agit d'un ensemble d'étapes, présentées selon une séquence logique, permettant de concevoir des programmes de suivi en fonction des circonstances et besoins particuliers d'un site. Ce cadre a été proposé par le GEST de la Convention de Ramsar pour aider les Parties contractantes à préparer des programmes de surveillance continue efficaces.

Le chapitre 4 se veut une aide dans le choix des indicateurs permettant de suivre certains types particuliers de changements écologiques dans les zones

humides méditerranéennes. Il fournit également des indications sur les techniques pouvant être employées pour mesurer les indicateurs sélectionnés.

Ces données sont reprises, d'une manière systématique et structurée (sous forme de tableaux), au chapitre 5 afin d'aider l'utilisateur à identifier les techniques et indicateurs appropriés. Les tableaux donnent aussi les références bibliographiques où l'on peut trouver une description de ces techniques.

Le chapitre 6 est une compilation bibliographique détaillée de la littérature relative au suivi et aux techniques de choix et de mesure des indicateurs.

Cinq études de cas font l'objet du chapitre 7, chacune présentant l'application du cadre de planification à la situation spécifique de zones humides de différents pays méditerranéens. Elles montrent comment appliquer sur le terrain le processus de planification d'un programme de suivi et soulignent certaines considérations pratiques dont il faut tenir compte. Le test a permis, pour quelques sites pilotes (comme Aiguamolls de l'Empordà), de mettre en place le programme de suivi décrit, et d'examiner et évaluer les procédures existantes dans les autres cas (S'Albufera de Mallorca par exemple).

RÉFÉRENCES

- Anonymous. 1992. *A Strategy to Stop and Reverse Wetland Loss and Degradation in the Mediterranean Basin*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) and Regione Friuli-Venezia Giulia, Trieste, Italy. 40 pp.
- Finlayson C.M., G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). 1992. *Managing Mediterranean Wetlands and Their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. 285 pp.

2 Changements écologiques dans les zones humides méditerranéennes

G.E. Hollis et C.M. Finlayson



RÉSUMÉ

Le processus qui a conduit à la destruction et à la dégradation des zones humides méditerranéennes se poursuit encore aujourd'hui. Par leurs fonctions (résurgence des nappes phréatiques, contrôle des crues, protection contre les tempêtes, habitat pour les espèces sauvages, etc.), produits (productions halieutique et fourragère, eau, etc.) et attributs (diversité biologique par exemple), ces écosystèmes ont une valeur, généralement économique, pour la société humaine. Les changements écologiques peuvent être naturels (succession végétale, sédimentation, etc.) ou dus aux activités humaines, et sont parfois positifs en cas de gestion active ou de restauration de sites. Les exemples de changements écologiques défavorables d'origine humaine sont cependant très nombreux dans les zones humides méditerranéennes. Les principaux processus entraînant des changements écologiques sont les suivants:

- *changements de superficie de la zone humide*
- *changements du régime hydrologique*
- *changements de la qualité de l'eau*
- *exploitation non durable des produits de la zone humide*
- *introduction d'espèces exogènes*
- *gestion, négligence et restauration*

Les facteurs sous-jacents responsables des changements écologiques sont de nature sociale, économique et politique et s'expriment au travers d'éléments politiques et institutionnels. Parmi les causes apparentes de changement défavorable dans les zones humides figurent:

- *l'intensification de l'agriculture*
- *l'urbanisation et l'industrialisation*
- *les aménagements touristiques*
- *l'augmentation de la pêche et les projets d'aquaculture*
- *les activités de chasse*

En termes de suivi, on ne peut habituellement se contenter de la seule évaluation des changements survenant dans les zones humides. Les divers facteurs à l'origine de ces modifications, généralement défavorables, sont alors souvent trop établis pour être réversibles. Un bon programme de suivi d'une zone humide doit donc non seulement s'appuyer sur des éléments propres à l'écosystème mais aussi tirer parti de renseignements obtenus auprès des agences de développement et des instances où sont formulées les politiques. La gestion des changements écologiques à l'échelle mondiale doit avoir lieu au niveau international, mais le suivi écologique local peut révéler des possibilités de mesures de gestion et d'atténuation spécifiques à un site.



2.1 Introduction

Parmi les zones humides de la région méditerranéenne figurent des estuaires, deltas, lagunes côtières, lacs, marais et oasis, marais salés, salins exploités naturels et artificiels et lacs de barrage (Pearce & Crivelli 1994). Ces habitats offrent de nombreux avantages pour l'homme, à la fois au niveau local et plus lointain, mais, pendant la majeure partie de ce siècle, beaucoup d'eux ont été dégradés et détruits, le nombre d'exemples d'impact positif des interventions humaines sur le fonctionnement des zones humides étant en revanche très limité (voir, par exemple, Finlayson *et al.* 1992, Morgan 1982, Montes & Bifani 1991, Mermet 1991, Psilovikos 1992, Papayannis 1992a). Cette tendance se poursuit et un système de suivi est donc indispensable à l'examen des politiques et à une gestion environnementale rationnelle. Même certaines zones humides d'importance internationale ayant le plus de valeur dans la région méditerranéenne ont subi, subissent ou vont subir des modifications défavorables de leurs caractéristiques écologiques (Ramsar Bureau 1990). Mise en évidence grâce à des procédures de suivi gouvernementales, cette situation a donné naissance à la Procédure de surveillance continue de Ramsar (renommée Procédure consultative sur la gestion en mars 1996) reliant les conseils en matière de stratégies d'amélioration à l'identification des problèmes. Tablas de Daimiel et Doñana en Espagne, le lac Oubeira en Algérie, Stagno di Molentargius et Stagno di Santa Gilla en Italie, le lac Ichkeul en Tunisie, les lacs Bardawil et Burullus en Egypte, et les onze sites Ramsar

grecs figurent sur le Registre de Montreux des zones humides présentant des modifications des caractéristiques écologiques (Ramsar Bureau 1993a). La perte et la dégradation de tant de fonctions utiles des zones humides imposent des efforts de suivi à la fois plus extensifs et plus intensifs afin de réunir les informations nécessaires à une amélioration des politiques.

Ce chapitre, définissant le cadre du suivi des zones humides, examine d'abord les valeurs de ces écosystèmes puis la nature des changements écologiques qui les affectent avant de donner un aperçu des origines politiques, économiques et sociales de ces changements. On y trouvera une description des causes profondes (telles que les politiques et pratiques socio-économiques) autant qu'apparentes (comme l'intensification de l'agriculture et le développement du tourisme) de la destruction et de la dégradation des zones humides. Il en ressort qu'il est nécessaire d'instaurer un suivi des différentes zones humides et de leurs composantes, des processus entraînant des changements, généralement défavorables, dans ces écosystèmes, et des politiques et plans sur lesquels reposent les rapports des hommes aux zones humides méditerranéennes.

2.2 Valeurs des zones humides

Les zones humides, écosystèmes de transition entre les habitats terrestres et totalement aquatiques, sont constituées de composantes physiques, biologiques et chimiques, telles que l'eau, les sols et les espèces

Photo 2.1 Les zones humides offrent des habitats pour la faune sauvage: dortoir de hérons le long du Guadalquivir à proximité de l'ancienne mosquée de Cordoue, Espagne. (Pere Tomàs Vives)

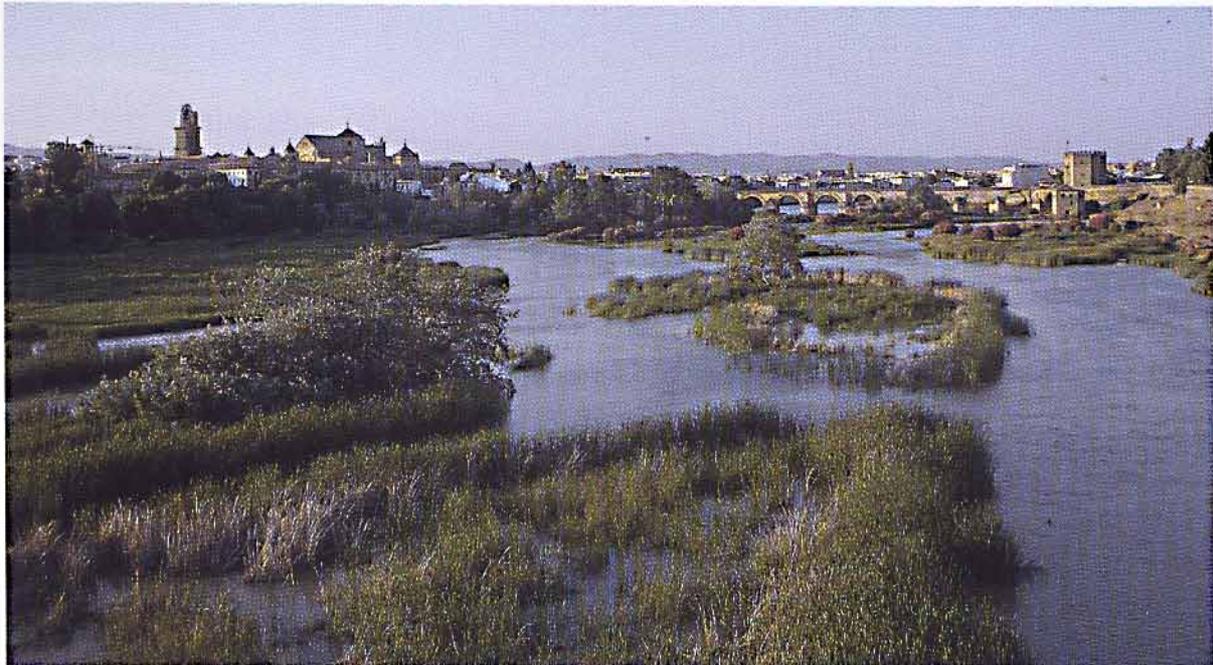




Tableau 2.1 Valeurs associées aux différents types de zones humides de la région méditerranéenne (d'après Dugan 1990; et Skinner & Zalewski 1995).

TYPES DE ZONE HUMIDE	Estuaires	Herbiers de plantes submergées	Deltas	Lagunes côtières	Plaines d'inondation	Lacs	Marais d'eau douce temporairement inondés	Dépressions et marais salés	Sources et oasis	Reservoirs	Marais salants	Habitats d'eau douce artificiels (canaux d'irrigation, rivières, étangs d'aquaculture, etc.)
Fonctions												
Alimentation des nappes phréatiques	○	○	□	○	■	■	□	○	○	□	○	□
Emergence des nappes phréatiques	□	○	□	□	□	□	□	□	■	○	○	□
Prévention des inondations	○	○	□	○	■	■	■	□	○	■	○	□
Rétention de sédiments/produits toxiques	■	○	■	□	■	■	■	□	○	■	○	□
Rétention d'éléments nutritifs	■	○	■	□	■	■	■	○	○	■	○	○
Stabilisation du littoral	■	□	■	■	□	○	○	○	○	○	□	○
Protection contre les tempêtes/brise vent	■	○	■	■	○	○	○	○	○	○	□	○
Voie de communication	■	○	□	■	□	□	○	○	○	○	○	○
Élément des réseaux trophiques	■	■	■	■	■	□	■	□	■	□	□	□
Habitat d'espèces sauvages	■	■	■	■	■	■	■	□	□	□	■	□
Activités récréatives	■	■	■	■	□	■	■	□	□	□	○	□
Produits												
Ressources en espèces sauvages	■	■	■	■	(■)	■	(■)	□	□	□	○	□
Ressources halieutiques	■	■	■	■	(■)	■	■	○	○	□	○	□
Ressources fourragères	■	○	■	○	■	○	■	□	□	○	○	□
Ressources agricoles	□	○	■	○	■	○	■	○	□	■	○	■
Alimentation en eau	○	○	■	○	■	■	□	○	■	■	○	□
Ressources forestières	○	○	□	○	(■)	○	□	○	○	○	○	○
Attributs												
Diversité biologique	■	■	■	□	■	□	■	■	□	□	□	□
Originalité/patrimoine culturel	■	□	■	■	□	□	■	■	■	○	□	○

Legend: ○ = valeur absente ou exceptionnelle □ = valeur présente ■ = valeur fréquente et importante pour ce type de zone humide () = valeur très dégradée dans la région méditerranéenne

végétales et animales. Les processus écologiques intervenant au sein et entre ces composantes permettent aux zones humides d'accomplir certaines fonctions telles que la prévention des inondations et la protection contre les tempêtes, et de générer des produits tels que la faune sauvage et les ressources halieutiques et forestières. Il ne faut en outre pas oublier des attributs à l'échelle de l'écosystème, diversité biologique et intérêt/patrimoine culturel par exemple (Dugan 1990). Ces fonctions, produits et attributs se retrouvent à des degrés divers dans toutes les zones humides mais il est fréquent que leur valeur ne soit reconnue qu'après dégradation ou destruction (Adamus & Stockwell 1983; Hollis et al. 1988; Skinner & Zalewski 1995). La modification des processus à la base de ces

fonctions, produits et attributs, régime hydrologique notamment, peut rapidement entraîner une diminution de la valeur des zones humides. La restauration d'une zone humide dégradée ou détruite peut s'avérer extrêmement coûteuse.

Les fonctions, produits et attributs qui confèrent leurs valeurs et bénéfices aux zones humides de l'ensemble du bassin méditerranéen ont été sérieusement dégradés. Cependant, fonctions, produits et attributs n'ont pas une importance égale quel que soit le type de zone humide; le tableau 2.1 hiérarchise ainsi les valeurs généralement associées aux principaux types de zones humides de la région méditerranéenne. Le tableau 2.2 reprend la liste des fonctions des zones humides et donne des exemples méditerranéens de sites où ces



Tableau 2.2 Exemples de zones humides méditerranéennes ayant conservé ou perdu leurs principales fonctions.

Fonction	Fonction maintenue	Fonction perdue ou sérieusement réduite
Alimentation des nappes phréatiques	Sebkhet Kelbia, Tunisie Megali Prespa, Grèce	Garaet el Haouaria, Tunisie Plaine d'inondation de l'Acheloos, Grèce
Emergence des nappes phréatiques	Merja Zerga, Maroc Delta du Göksu, Turquie	Tablas de Damiel, Espagne Marais de Phasouri, Chypre Parties de La Vera, Doñana, Espagne Oasis d'Azraq, Jordanie
Prévention des inondations	Lac Fetzara, Algérie Lacs Volvi et Langada, Grèce Réservoir de Sidi Saad, Tunisie	Plaine et delta du Pô, Italie Plaine d'inondation de la rivière Strymon, Grèce Garaet Mabtouha, Tunisie Vallée inférieure du Mondego, Portugal
Rétention de sédiments/produits toxiques	Lac Hula, Israël Lac Kerkini, Grèce Marais d'Odiel, Espagne	Delta du Kizilirmak, Turquie Rivière Júcar, Valence, Espagne
Rétention d'éléments nutritifs	Marais de Mekhada, Annaba, Algérie S'Albufera de Mallorca, Espagne	Delta de l'Axios, Grèce
Stabilisation du littoral	Lagunes du Languedoc-Roussillon, France	Delta du Nil, Egypte
Voie de communication	Lagune de Grado-Marano, Italie Rhône, France Lac de Bizerte, Tunisie	Utique, Tunisie
Élément des réseaux trophiques	Vasières des îles Kneiss, Tunisie Lagune d'Akgol, Turquie	Stagno di Molentargius, Sardaigne, Italie
Habitat d'espèces sauvages	Lac Tonga, Algérie Mikri Prespa, Grèce Estuaire du Tage, Portugal	Ichkeul, Tunisie Lac Bardawil, Egypte
Activités récréatives	Camargue, France Lac Skadar, Montenegro	Stagno di Santa Gila, Sardaigne, Italie

fonctions sont encore intactes, au moins en partie, ou dégradées ou perdues.

Mitsch & Gosselink (1993) ont qualifié les zones humides de "kidneys of the landscape" et de "biological supermarkets" (littéralement "reins du paysage" et "supermarchés biologiques") en raison de l'importance des réseaux trophiques et de la richesse de la biodiversité qu'elles abritent. La valorisation financière des fonctions et produits des zones humides progresse rapidement (par exemple, Barbier 1989). L'établissement du Parc national d'Ichkeul au nord de la Tunisie, et sa désignation comme site du patrimoine mondial, Réserve de biosphère et site Ramsar, étaient essentiellement basés sur les valeurs d'existence, de non-utilisation, de ses zones humides. Le lac et les marais offrent cependant un intérêt en tant que zones de pâturage pour le bétail, lieux de pêche et site touristique; en outre les cours d'eau contribuent à la recharge de la nappe phréatique et les marais au traitement et à la purification des eaux usées. Thomas *et al.* (1991) ont montré que les bénéfices économiques découlant de l'ouverture des vannes des

barrages sur les divers cours d'eau alimentant les zones humides dépassent ceux de l'utilisation de l'eau pour l'irrigation. Le seul traitement des eaux usées a été évalué à plus de 170.000 USD par an, soit le coût d'une station d'épuration industrielle, alors que la valeur des pêcheries dans le lac a été estimée à 650.000 USD par an. Il est évident que la plupart des programmes de suivi des zones humides doivent comporter un volet consacré aux questions économiques et aux données financières.

Les zones humides n'ont pas toutes la même valeur, mais compte tenu du rythme historique de dégradation et de destruction des zones humides méditerranéennes, la valeur de celles qui subsistent s'est trouvée accentuée. On considère aujourd'hui que toutes les zones humides méditerranéennes sont importantes mais beaucoup d'entre elles devront être réhabilitées pour retrouver l'intégralité de leur valeur. Il est nécessaire d'assurer le suivi de l'ensemble des zones humides d'une nation pour pouvoir déterminer en toute certitude la valeur relative de certains sites particuliers.



2.3 Types de changement écologique

La Convention de Ramsar précise (article 3.2) que "Chaque Partie contractante prend les dispositions nécessaires pour être informée dès que possible des modifications des caractéristiques écologiques des zones humides situées sur son territoire et inscrites sur la Liste, qui se sont produites, ou sont en train ou susceptibles de se produire, par suite d'évolutions technologiques, de pollution ou d'une autre intervention humaine." Il est donc essentiel que des procédures de suivi soient mises en place dans chaque site Ramsar pour établir s'il y a des modifications des caractéristiques écologiques et, dans l'affirmative, la direction de la tendance. Lors de la sixième Session de la Conférence des Parties contractantes, en mars 1996, la Convention a donné les définitions suivantes des expressions "caractéristiques écologiques" et "changement dans les caractéristiques écologiques":

Par caractéristiques écologiques on entend la structure des éléments biologiques, chimiques et physiques de la zone humide et les relations entre ces éléments. Elles découlent des interactions entre les processus, fonctions, attributs et valeurs de l'écosystème (ou des écosystèmes).

Par changement dans les caractéristiques écologiques d'une zone humide, on entend la perturbation ou le déséquilibre de tout processus et fonction dont dépendent la zone humide, ses produits, ses attributs et ses valeurs.

La Résolution adoptée lors de la sixième Session de la Conférence des Parties contractantes précise que "Le changement dans les caractéristiques écologiques d'un site est interprété comme signifiant changement défavorable dans le contexte de l'Article 3.2 et de la Recommandation 4.8 qui instaurait le Registre de Montreux." Elle reconnaît également que "les programmes de restauration et/ou de remise en état des zones humides peuvent aboutir à des changements favorables, induits par l'homme, dans les caractéristiques écologiques."

Le BIROE (IWRB 1993) concluait que des changements écologiques pouvaient survenir dans des systèmes de zones humides parfaitement naturels du fait, par exemple, de la succession végétale, de la sédimentation et de l'accumulation de matière organique. Cependant, les changements écologiques d'origine humaine, notamment ceux qui ont eu lieu au cours des 30 dernières années, sont beaucoup plus significatifs pour les zones humides dans le monde (IWRB 1993). Ils peuvent être négatifs, lorsque des écosystèmes de zones humides sont dégradés ou

détruits, ou positifs en cas de succès de programmes de gestion en faveur de la conservation. Ils sont également positifs lorsqu'une zone humide "perdue" retrouve l'intégralité de ses fonctions grâce à un programme de restauration.

Il est nécessaire d'assurer le suivi des changements écologiques naturels intervenant dans les zones humides afin d'en déterminer le rythme et le sens, données qui serviront de base pour juger des changements, positifs ou négatifs, d'origine humaine. Le suivi est une des composantes fondamentales de tout programme de gestion (Nature Conservancy Council 1987, Wood & Warren 1978) afin d'alimenter régulièrement en informations le cycle de gestion. On a parallèlement insisté sur l'importance du suivi dans les projets de restauration des zones humides comme moyen d'ajuster la mise en oeuvre du projet, d'en assurer la longévité grâce à une gestion active, et de contribuer à la connaissance scientifique de la restauration des habitats (Kusler & Kentula 1990).

Principales catégories de processus entraînant des changements écologiques:

- changements de superficie de la zone humide;
- changements du régime hydrologique;
- changements de la qualité de l'eau;
- exploitation non durable des produits de la zone humide;
- introduction d'espèces exogènes;
- gestion, négligence et restauration.

2.3.1 Changements de superficie de la zone humide

De nombreux processus peuvent entraîner une réduction de la superficie d'une zone humide. Le comblement du site permet de récupérer des terres qui peuvent être mises en valeur. Les zones humides côtières de la région méditerranéenne sont particulièrement vulnérables aux aménagements touristiques de ce type. Elles peuvent être totalement drainées pour tenter d'éradiquer les moustiques et autres fléaux, ou partiellement pour être converties en terres agricoles. La construction de routes ou autres voies de communication suppose souvent l'élévation de digues et le comblement de zones humides, ce qui peut à la fois avoir un impact direct sur la superficie de la zone et perturber le régime hydrologique au point de détruire l'écosystème. Le dépôt de toutes sortes d'ordures et de déchets est également courant dans les zones humides.

Le lac de Tunis a été progressivement réduit par l'empiétement urbain, la construction de routes et de

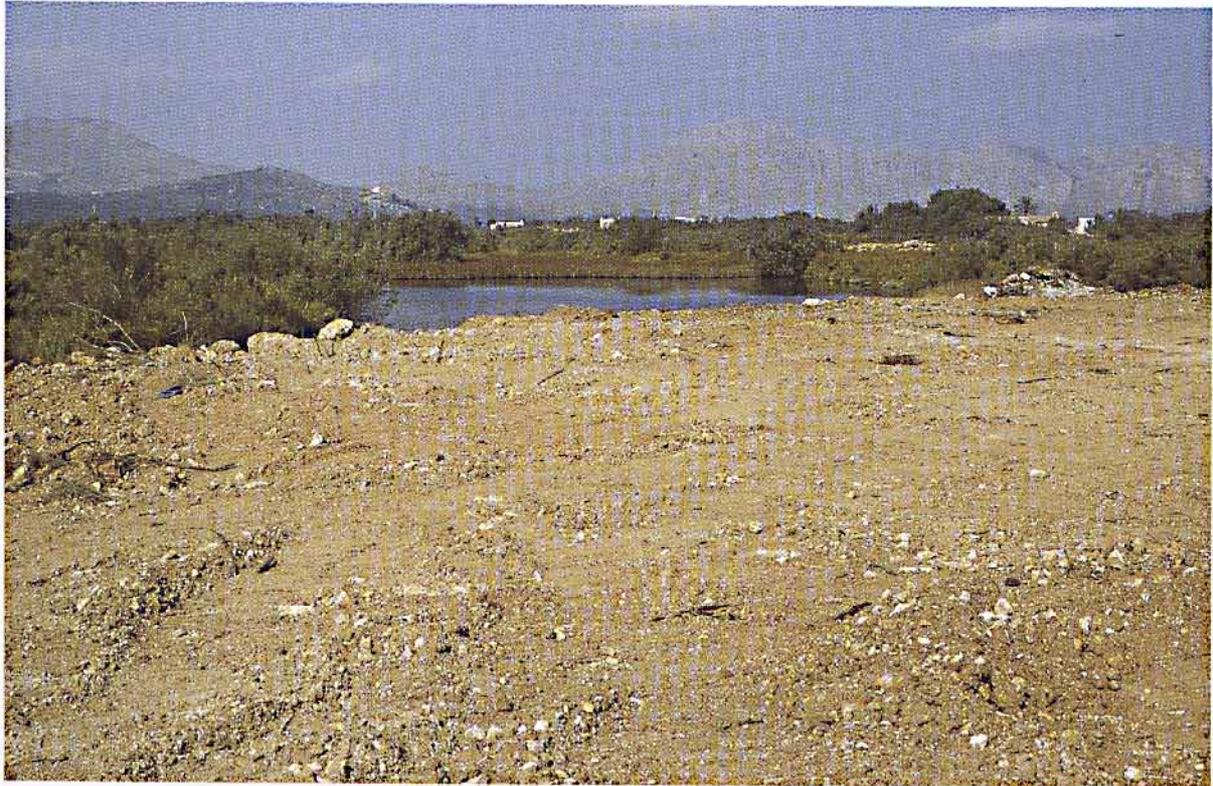


Photo 2.2 Le comblement et l'assèchement sont d'importantes causes de destruction des zones humides dans la région méditerranéenne. Can Cullerassa, Majorque. (Pere Tomàs Vives)

voies ferrées et navigables, l'expansion portuaire et le développement industriel. Durant les années 1980, près de 35% de la partie nord du lac a été récupérée par comblement et dépôt d'ordures, offrant ainsi de vastes superficies pour bâtir un nouveau quartier de la ville, des sites en bordure de lac pour des bâtiments de prestige, et un volume lacustre réduit dont il était espéré qu'il serait plus facilement renouvelé par les marées méditerranéennes limitées de la région (Zaouali 1983). Les marais de Santoña, au nord de l'Espagne, ont également en partie été comblés pour créer des routes et faciliter le développement industriel jusqu'à l'intervention de la Commission européenne.

Il est possible de perdre des fonctions naturelles et diverses des zones humides même si l'on maintient des conditions de zone humide. Dans le golfe d'Amvrakikos, à l'ouest de la Grèce, une série d'établissements de pisciculture intensive ont été bâtis avec des bassins en béton, et plusieurs viviers extensifs ont été créés en endiguant de vastes superficies de marais saumâtres périodiquement d'inondés (Papayannis 1992b).

En Algérie, le site Ramsar du lac Tonga a été partiellement asséché par la destruction d'une digue retenant l'eau dans le lac. A proximité, les marges des importants marais de Mekhada sont systématiquement drainés pour être converties en terres arables (Stevenson *et al.* 1989). En Turquie, la canalisation

des cours d'eau Kizilirmak et Göksu dans la zone de leurs deltas a réduit la superficie des habitats riverains, simplifié les habitats fluviaux restants et abaissé les lits des cours d'eau entraînant ainsi le drainage des zones humides riveraines alimentées par les eaux souterraines (Hollis 1994).

2.3.2. *Changements du régime hydrologique*

Le régime hydrologique est l'un des éléments moteur des zones humides et influence la nature du substrat. Le niveau d'eau, le bilan hydrologique, le taux de renouvellement et les conditions extrêmes sont les variables hydrologiques essentielles.

Changements dans le bassin versant de la zone humide

L'exploitation de l'eau dans le bassin versant en amont d'une zone humide peut avoir de sérieuses conséquences sur les caractéristiques écologiques des zones humides en aval, même distantes des ouvrages hydrauliques. Les barrages, les aqueducs entre bassins, l'extraction d'eau et l'excès de pompage des eaux souterraines sont des problèmes courants. L'irrigation est largement incriminée comme la principale activité consommatrice d'eau dans le bassin méditerranéen.



Tableau 2.3 Types de changements écologiques intervenant dans les zones humides avec certains processus en cause et exemples méditerranéens.

Type de changement écologique	Processus à la base du changement (Liste NON exhaustive)	Exemple méditerranéen
Changements de superficie	comblement: - urbanisation - industrialisation construction de routes conversion à l'agriculture dépôt d'ordures	Lac de Tunis, Tunisie Camargue orientale, Port Saint Louis, France Santoña, Espagne Delta du Pô, Italie Messolonghi, Grèce
Changements du régime hydrologique en amont	barrages: - transferts entre bassins - hydroélectricité - irrigation - évaporation dans le réservoir - piégeage des sédiments extraction d'eau fluviale extraction d'eau souterraine	Garaet El Ichkeul, Tunisie Delta de l'Ebre, Espagne Tage, Portugal La Vera, Doñana, Espagne Plaine inondable du Mondego, Portugal Delta de l'Acheloos, Grèce Delta du Rhône et Camargue, France Delta de l'Axios, Grèce Tablas de Daimiel, Espagne
Changements du régime hydrologique du site	drainage canalisation récupération de terres et poldérisation endiguement extraction d'eau irrigation dragage pour créer des voies navigables	Lac Karla, Grèce Delta du Kizilirmak, Turquie Camargue, France Ria de Aveiro, Portugal Lac Vistonis, Grèce Lac Oubeira, Algérie Lagune d'Akgol, Delta du Göksu, Turquie Lac de Bizerte, Tunisie
Changements de la qualité de l'eau	rejet d'eaux usées effluents industriels effluents aquacoles ruissellement d'éléments nutritifs d'origine agricole ruissellement de pesticides et d'herbicides salinisation des eaux de surface salinisation des eaux souterraines changements dans l'occupation des sols du bassin versant: - déforestation - érosion et envasement modification des liens à la mer: - barrage anti-sel - ouverture de l'embouchure de la lagune	Sebkhet Sedjoui, Tunisie Stagno di Cagliari, Sardaigne, Italie Golfe d'Amvrakikos, Grèce Valle Santa, Italie Estuaire du Sado, Portugal Doñana, Espagne Réservoir de Sidi Salem, Tunisie Cap Bon et Garaet El Haouaria, Tunisie Mekhada Marsh, Algérie Merja Zerga, Maroc Lac Mitricou, Grèce Lagune de Salses-Leucate, Roussillon, France
Exploitation non durable des produits de la zone humide	surpêche surchasse surpâturage exploitation minière excessive	Lac Burullus, Egypte Lagune Sto. André, Portugal Lagune de Biguglia, Corse, France Biviere di Gela, Italie Rivière Göksu, Turquie
Introduction d'espèces exogènes	plantes exogènes poissons exogènes oiseaux exogènes	<i>Eucalyptus</i> , Marais d'Odiel, Espagne Cyprin doré <i>Carassius auratus</i> , Mikri Prespa, Grèce Erismature à tête rousse <i>Oxyura jamaicensis</i> , Espagne
Gestion, négligence et restauration	restauration de plans d'eau ouverts, lutte contre la végétation par: - brûlage - pâturage - dragage gestion de la chasse gestion de la pêche restauration de la succession naturelle	S'Albuïera de Mallorca, Espagne Aiguamolls de l'Empordà, Espagne S'Albuïera de Mallorca, Espagne Camargue, France Étang de l'Or, France Marais salés de l'estuaire du Tage, Portugal



Le Plan national des ressources en eau tunisien prévoit six barrages sur les cours d'eau alimentant le Parc national d'Ichkeul, d'une superficie de 126 km². Avant ces ouvrages, le lac au coeur de cette zone humide était constitué d'eau douce et son niveau augmentait en hiver, inondant ainsi les marais des alentours. Les deux plus grands barrages détournent l'eau pour l'approvisionnement en eau potable et l'irrigation alors que les plus petits barrages alimentent des périmètres irrigués locaux. Quand tous les barrages seront achevés, le lac ne recevra plus que l'équivalent de l'évaporation sur les étendues d'eau libres au lieu d'un apport d'eau douce de 330 Hm³ par an. D'importantes entrées d'eau de mer produiront un lac salé de niveau relativement stable (Hollis 1992a). Après l'achèvement de trois ouvrages, la salinité est montée en flèche d'une norme hivernale pré-barrages de moins que 10 g/l à des valeurs excédant 60 g/l, avec des conséquences catastrophiques pour les *Phragmites*, *Scirpus*, *Potamogeton* et autres plantes d'eau douce ou saumâtre ainsi que pour les oiseaux hivernant et nicheurs qui en dépendaient.

Dans le Parc national d'El Kala, en Algérie, on extrait directement de l'eau d'irrigation du lac Oubeira. Les 46 Hm³ d'eau de ce lac étaient ainsi mis à profit pour approvisionner El Kala, le débit de pompage pouvant atteindre 80 m³ par heure (soit environ 0,7 Hm³ par an) sans pour autant éviter certaines coupures d'eau dans la ville. Entre mai et septembre, on autorise une extraction de 100 l/sec (près de 1,3 Hm³ par an) pour l'irrigation (Stevenson et al. 1989). Pendant les mois de sécheresse de l'été 1990, toute une série de petites motopompes ont été installées sur les bords du lac pour irriguer les champs des alentours et beaucoup de petits puits ont été creusés pour atteindre la nappe phréatique superficielle alimentant le lac. Celui-ci s'est ainsi totalement asséché pour la première fois.

Le Parc national de Las Tablas de Daimiel, sur le fleuve Guadiana au centre de l'Espagne, est une vaste zone de roselières et de mares avec un substrat tourbeux. Il était entrevenu par un apport stable d'eaux souterraines riches en calcium provenant de la nappe de La Mancha et par les crues hivernales régulières de plusieurs cours d'eau grossissant sur des roches plus imperméables. Un pompage intense de l'eau de la nappe pour irriguer une zone de culture ayant connu un développement rapide a abaissé le niveau d'eau dans l'aquifère au point que toutes les sources se sont tarées. Les cours d'eau ont perdu une grande partie de leur débit hivernal et la totalité de leur débit estival dans l'aquifère (Llamas 1988). La construction du barrage d'Azuer sur un des affluents a encore contribué à l'assèchement. Le plan de restauration de Daimiel consiste à apporter près de 30 Hm³ d'eau provenant de l'aqueduc trans-régional Tage-Segura aux sources de la Cigüela. Pour que cette eau puisse atteindre Daimiel, un programme drastique de canalisation de la Cigüela a dû être entrepris,

détruisant ainsi ses importantes roselières, asséchant un certain nombre de zones humides et endommageant des ouvrages hydrauliques sur d'autres lagunes en amont. En outre, toute une série de puits ont été creusés autour du Parc national pour l'alimenter en eaux souterraines pendant les mois critiques de l'été. Si le plan de restauration a permis de revenir aux conditions d'inondation dans le Parc, celui-ci est devenu une zone de recharge permanente des eaux souterraines et l'eau du Tage est d'une qualité tellement différente de ce qu'il y avait à l'origine que l'on enregistre des changements écologiques subtils dans les roselières et les tourbières.

Changements dans la zone humide

Des modifications hydrologiques au sein même de la zone humide peuvent affecter directement ses caractéristiques écologiques. L'apport d'eau, l'infiltration d'eau d'irrigation, les travaux d'endiguement et de drainage peuvent ainsi modifier rapidement l'écologie d'une zone humide.

La riziculture extensive en Camargue crée des habitats d'eau douce durant les mois d'été alors que leur étendue naturelle est limitée. Cette pratique a cependant pour conséquence une forte infiltration vers la nappe phréatique superficielle, entraînant une élévation des niveaux piézométriques régionaux tendant elle-même à faire remonter des eaux saumâtres dans les zones entourant les rizières (Boulot 1991; DDA 1970).

En Grèce orientale, la protection du lac Karla contre les crues du fleuve Pinios et la construction d'un tunnel vers la mer et de profonds fossés pour drainer le lac ont eu des conséquences environnementales défavorables (Gerakis 1992). Si certains des pêcheurs d'autrefois ont tiré des avantages de leur nouveau statut d'agriculteurs, les fonctions traditionnelles de la zone humide ont toutes été perdues. Il y a maintenant une pénurie d'eau d'irrigation en été, un manque d'inondation hivernale, une intrusion marine du fait de l'abaissement des niveaux piézométriques, des problèmes sociaux résultant de l'absence de planification dans l'affectation des terres, une pollution par les industries locales de transformation des produits agricoles, une grave pollution par produits agrochimiques, et on ne trouve plus de poissons d'eau douce ni d'oiseaux d'eau.

Au centre de la Tunisie, Sebket Kelbia est un lac temporaire qui s'assèche occasionnellement sans laisser de croûte de sel. Lorsqu'il est en eau, il abrite de grandes concentrations d'oiseaux et revêt ainsi une importance internationale. Le bassin du lac est normalement endoréique et il n'y a que des rares débordements vers la mer. La demi-douzaine de crues



du XXe siècle ont eu de fortes répercussions du fait des dommages en aval, notamment en 1969. La capacité du lac a été réduite de 343 Hm³ en 1934 à 169 Hm³ seulement aujourd'hui en raison de l'importance de la teneur en sédiments des cours d'eau débouchant dans le lac et de l'érosion du seuil de débordement. On a montré que cette baisse de capacité a eu plus d'impact sur l'écologie du lac que ne l'auront les changements qui résulteront des trois grands barrages limitant maintenant l'apport des cours d'eau (Hollis & Kallel 1986).

2.3.3 Changements de la qualité de l'eau

L'enrichissement en éléments nutritifs est l'une des formes les plus fréquentes de pollution des zones humides dans la région méditerranéenne (Golterman 1992). Beaucoup d'entre elles reçoivent en effet des quantités excessives d'azote et de phosphore provenant des eaux usées urbaines et des ruissellements agricoles. On commence maintenant à trouver des détergents sans phosphates, tardivement, mais l'emploi d'engrais agricoles a augmenté. En outre, beaucoup de petites zones humides sont polluées de par leur utilisation comme égouts ou décharges pour les communautés rurales voisines (voir, par exemple, Lieutaud et al. (1992) sur les lagunes du Languedoc en France).

Un grand nombre d'étendues d'eau côtières de la région sont maintenant sérieusement eutrophisées. C'est ainsi que des tonnes d'azote et de phosphore aboutissent dans les lagunes tidales du delta du Pô (Viaroli 1992), que les lagunes des deltas du Nestos et du Louros et de l'Arachthos en Grèce sont qualifiées d'eutrophes (Papayannis 1992b) et que le lac Manzalla en Egypte reçoit des eaux usées et des déchets industriels non traités (Ramsar Bureau 1993a). Ces étendues d'eau étant souvent peu profondes et renouvelées de manière irrégulière, il se crée d'importantes formations d'algues macroscopiques. Les lagunes et autres étendues d'eau côtières sont maintenant plus couramment le siège d'odeurs nauséabondes, de proliférations de phytoplancton potentiellement toxique et de périodes d'anoxie critiques.

Une grande partie de la pollution industrielle dans le bassin méditerranéen provient des complexes pétrochimiques qui ont contribué à la prospérité de la région. La menace de pollution due au transport et au raffinage du pétrole est évidente pour les zones humides côtières et leur espèces sauvages, qui peuvent être dévastées par les marées noires. La fabrication de plastiques, de pesticides, d'engrais et de produits pharmaceutiques s'effectue dans d'énormes complexes tels que ceux installés le long de la lagune de Venise et de l'étang de Berre dans le sud de la France. Les produits chimiques agricoles aboutissent également dans les

Photo 2.3 L'industrie pétrochimique est une des grandes sources de pollution des zones humides méditerranéennes. Zone industrielle autour de l'étang de Berre, France. (Pere Tomàs Vives)





zones humides. L'élimination et l'accumulation des déchets constituent des problèmes complexes et il y a toujours des risques d'écoulement et de pollution en aval.

L'extraction minière défigure la région méditerranéenne depuis des millénaires. Les mines à ciel ouvert modernes telles que celles qui entourent l'infâme baie de Portman, en Espagne, ont décimé la faune des fonds marins voisins. L'élimination des eaux usées des complexes touristiques et urbains grandissants est un véritable fléau pour un grand nombre de zones humides. Il est de toute urgence nécessaire de se doter de systèmes peu coûteux de traitement et d'élimination pour de nombreux déchets urbains, agricoles et industriels. Les filtres que constituent les zones humides peuvent contribuer au traitement des eaux usées, comme on l'a suggéré dans le cas des lagunes du delta du Pô, mais il ne s'agit pas de la solution universelle. La capacité naturelle des zones humides à assimiler les déchets peut souvent être dépassée, exacerbant ainsi les problèmes d'eutrophisation et de pollution.

2.3.4 Exploitation non durable des produits de la zone humide

Beaucoup de zones humides de la région méditerranéenne sont considérées comme des ressources communautaires et certains utilisateurs

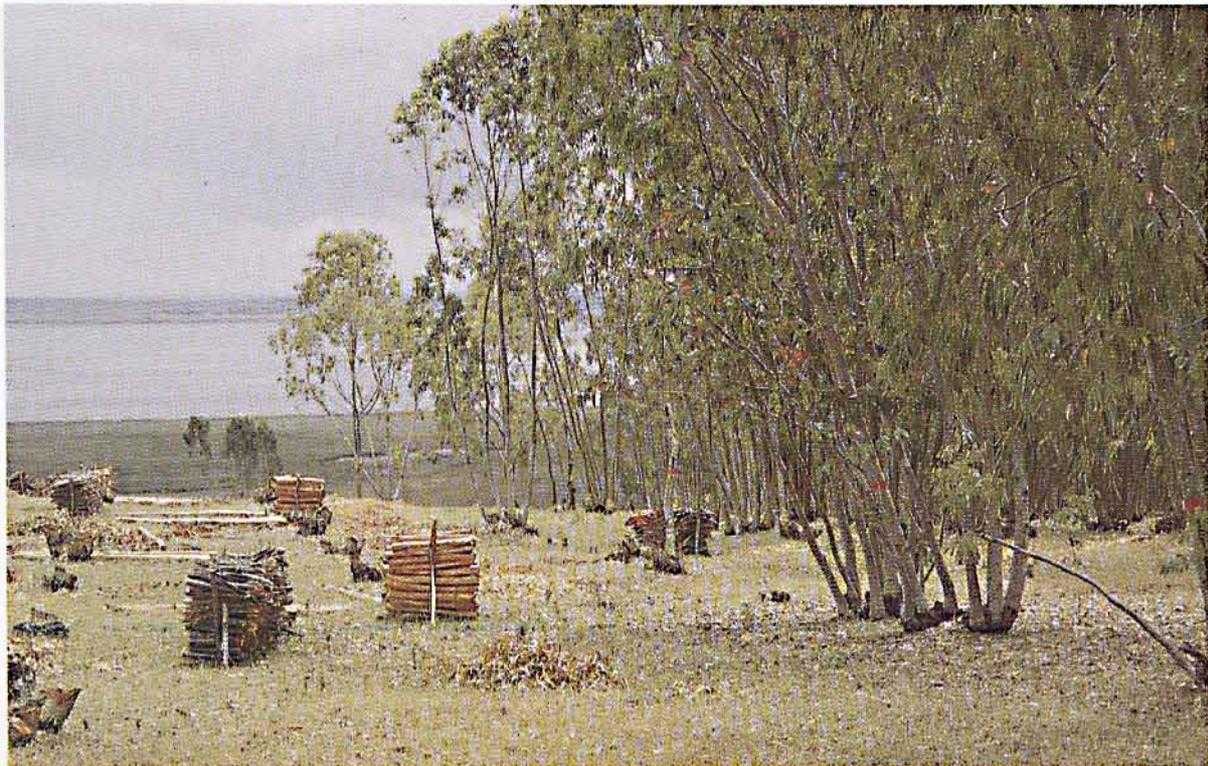
cherchent à en tirer le maximum sans égard au niveau approprié d'exploitation durable par l'ensemble des utilisateurs. On constate donc un surpâturage des marais, une surpêche dans les lacs et lagunes et des prélèvements excessifs d'oiseaux d'eau sans qu'une attention suffisante soit accordée aux réglementations.

Tamisier (1992) a examiné les changements qualitatifs intervenant dans les derniers habitats naturels de Camargue du fait des pressions humaines. Il citait le cas des pâturages qui avaient diminué de moitié alors que l'intensification des exploitations, notamment par l'utilisation de compléments alimentaires artificiels, avait entraîné un doublement des troupeaux. Si l'exploitation touristique de la Camargue "authentique" est rentable, elle est également à l'origine de la division de l'habitat naturel en petites parcelles souffrant de surpâturage et de piétinement. Le prélèvement annuel de 150.000 canards hivernant en Camargue n'a pas changé depuis des années alors que la chasse a beaucoup augmenté, une évolution que Tamisier (1992) a interprété comme une preuve de la baisse des "prises par d'unité d'effort" et donc de surchasse.

2.3.5 Introduction d'espèces exogènes

Des espèces exogènes, végétales ou animales, peuvent s'implanter dans les habitats des zones humides par la

Photo 2.4 Plantation d'eucalyptus sur les dunes côtières de la Merja Zerga, Maroc. (Francesca Crespi Ramis)





volonté humaine ou par accident. L'homme peut ainsi penser que la nouvelle espèce exploitera une niche particulière de l'écosystème et en améliorera significativement la valeur. Si le système tout entier peut être perturbé en raison d'une introduction accidentelle, ce peut également être le cas avec des introductions planifiées. Dans les deux cas, l'introduction de la nouvelle espèce entraîne certains changements écologiques.

Au cours des années 80, on a introduit le cyprin doré *Carassius auratus* dans le Parc national de Prespa, en espérant probablement que cette mesure permettrait de renverser la tendance à la baisse des pêches. Les effectifs et la taille des cyprins dorés ont rapidement augmenté et l'espèce est bientôt devenue la principale composante des prises. Elle n'atteint toutefois qu'une valeur relativement faible sur le marché et des études ultérieures ont montré que la médiocrité des prises était consécutive à une surpêche (Catsadorakis & Crivelli sous presse).

Peu de temps après la seconde guerre mondiale, l'Erismature rousse *Oxyura jamaicensis* a été importée d'Amérique du Nord dans la réserve du Wildfowl and Wetlands Trust de Slimbridge, en Angleterre. Un certain nombre d'oiseaux se sont échappés et ont prospéré au Royaume-Uni avant de s'étendre dans toute l'Europe, et notamment en Espagne où l'espèce se

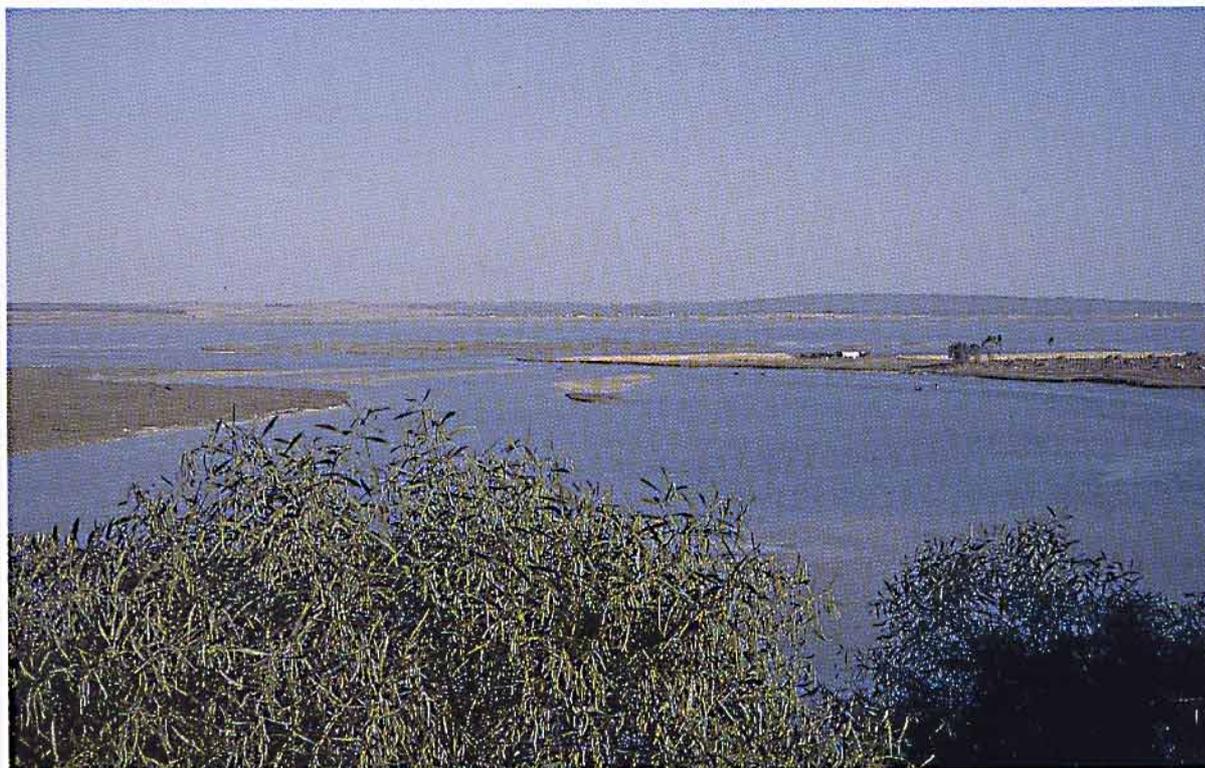
croise avec l'Erismature à tête blanche, *Oxyura leucocephala*, rare et menacée, pour produire des hybrides. Une campagne d'extermination a été lancée pour sauver l'Erismature à tête blanche de l'extinction dans la région méditerranéenne.

L'*Eucalyptus*, qui venait d'Australie, est peut-être l'espèce introduite la plus omniprésente dans la flore méditerranéenne. Cet arbre est particulièrement avide d'eau et a été utilisé dans certains cas pour assécher des zones humides. Il a été planté pour sa fibre, et son aptitude à pousser sur des sols très pauvres a permis le développement d'une industrie de la pâte à papier. Il ne fournit cependant pas grand chose, voire rien à la faune locale, il ne produit aucun sous-bois et appauvrit les sols. Des plantations semi-commerciales d'*Eucalyptus* occupent de grandes superficies de dunes et de dépressions intradunales à El Kala, en Algérie. Un forêt similaire dans le Parc naturel des marais d'Odiel, en Espagne, est actuellement en train d'être éliminée du fait de sa nature exogène.

2.3.6 Gestion, négligence et restauration

Grâce à des mesures de gestion efficace et à des plans de restauration, et parfois par négligence mineure, l'homme peut avoir un impact positif sur les zones humides.

Photo 2.5 On constate des changements quantitatifs et qualitatifs de l'eau de la Merja Zerga, une zone humide d'importance internationale sur la côte atlantique du Maroc. (Francesca Crespi Ramis)





Les mesures de gestion des habitats peuvent améliorer significativement les fonctions, produits et attributs des zones humides lorsqu'elles sont correctement mises en œuvre avec des systèmes de suivi et d'évaluation. Le complexe de plus de 10.000 ha de lagunes de Caorle, de Venise, du delta du Pô et de Comacchio est depuis des siècles le lieu d'activités traditionnelles de pêche et d'aquaculture. Le système d'aquaculture "vallicoltura" constitue un lien particulièrement important entre la conservation des zones humides et l'utilisation des marais (Rallo 1992) et un exemple de gestion intégrée dont les techniques ont été élaborées au cours des siècles. Tavis (1990) a décrit les processus et coûts du plan de gestion de la réserve naturelle privée de la Tour du Valat, en Camargue, France. Les importantes mesures de gestion permettent de préserver la biodiversité de la réserve et d'y effectuer des recherches écologiques mais aussi de cultiver les sols et d'y faire paître des troupeaux. Il a montré que les coûts de gestion de la réserve naturelle s'élevaient à 50 ECU par ha, y compris le suivi écologique, et s'ajoutaient aux inévitables coûts fixes.

L'activité humaine, notamment le développement de l'industrie du sel avec ses bassins d'évaporation, peut être très bénéfique pour certains oiseaux méditerranéens. Sept pays de la partie occidentale du bassin méditerranéen abritent près de 70.000 flamants roses *Phoenicopterus ruber roseus*. Les oiseaux se reproduisent chaque année dans des colonies pouvant compter jusqu'à 20.000 couples sur une île artificielle dans les salines de Camargue. Ils nichent aussi régulièrement à Fuente de Piedra en Andalousie et ne fréquentent les sites naturels de reproduction en Espagne et en Tunisie que si ceux-ci ont été inondés après de fortes pluies automnales et hivernales (Johnson 1992). Des salines industrielles et quelques opérations artisanales parsèment l'ensemble de l'aire de répartition méditerranéenne du flamant rose. Ces habitats artificiels ou modifiés par l'homme s'avèrent très bénéfiques aux flamants parce que les niveaux d'eau sont idéaux, la nourriture y est souvent abondante et en quantités prévisibles, et parce que beaucoup d'entre eux sont bien protégés. Au Portugal, des salines en activité ou abandonnées peuvent abriter des densités relativement importantes de couples reproducteurs d'échasses blanches *Himantopus himantopus*. On ne recense ainsi qu'un couple par 10 ha dans les exploitations piscicoles de l'estuaire du Tage, alors que cette densité est double dans les salines actives et triple dans les salines inactives. La "productivité" des salines en termes de reproduction des échasses blanches peut être significativement accrue par une gestion active (Rufino & Neves 1992).

Merja Zerga, sur la côte atlantique au nord du Maroc, est une lagune intertidale peu profonde d'importance internationale; ses importantes étendues de vasières (3.625 ha), très productives, constituent le principal

site pour les oiseaux d'eau de passage et hivernants au Maroc (Michel & Salathé 1991). Le Bureau de Ramsar (1990) note que "Merja Zerga est ... le premier site de zones humides au Maroc, et la plus importante zone d'hivernage dans le pays pour des dizaines de milliers d'oiseaux d'eau". Une récente étude hydrologique et bibliographique a révélé, pour la première fois, que si seule une petite partie de l'ensemble des flux coulant vers la zone humide et en provenance de celle-ci était constituée d'eau douce, des sources locales d'eau souterraine alimentaient des habitats d'eau douce d'importance cruciale (Goldsmith *et al.* sous presse). Malgré le peu d'intérêt apparent des responsables de la gestion de l'eau pour cette région, en termes de mesures de gestion active et de suivi, la lagune a pu conserver son importance écologique pour les oiseaux d'eau, les pêcheries et le pâturage. De grandes modifications qualitatives et quantitatives des caractéristiques hydrologiques ont été associées à l'assèchement d'un système fluvial, pour les besoins de l'irrigation, et à la multiplication par six des apports d'eau douce, mais polluée, consécutive à la canalisation vers Merja Zerga des eaux provenant du drainage d'un bassin versant et de périmètres d'irrigation situés plus au sud (Conservation Course 1994).

Les projets de restauration des zones humides deviennent plus fréquents dans la région méditerranéenne (Montes *et al.* 1995). A Doñana, en Espagne, le régime d'inondation des Marismas a été interrompu suite à un drainage agricole entrepris en dehors du Parc. Il a cependant pu être restauré en pompant l'eau d'une rivière vers les marais et en supprimant une berge afin de permettre l'invasion des marais par les eaux estuariennes (Hollis & Jepsen 1991). Si ce plan semblait avoir été efficace dans un premier temps, la poursuite du programme de suivi soulève de plus en plus de questions quant à sa valeur à long terme. Les chasseurs constituent parfois de puissants groupes de pression en faveur de la conservation des zones humides, et peuvent apporter également des bénéfices économiques aux propriétaires terriens. La relative richesse des associations de chasse permet aussi de recruter des chercheurs et de financer des projets de restauration des zones humides tels que celui des marais de Bozza sur le lac Maggiore (Sorrenti & Concialini 1992). Enfin, en Algérie, les mesures prises par les hydrauliciens pour protéger des crues les aciéries d'Annaba ont entraîné la restauration presque fortuite du lac Fetzara et des zones humides associées. Une bonne gestion des vannes à la sortie du lac fournit maintenant de l'eau pour l'irrigation, prolonge la saison de pâturage et assure une protection contre les crues en aval; elle a en outre rétabli des habitats pour les oiseaux d'eau, notamment pour l'Oie cendrée *Anser anser*, et recrée des occasions de chasse (Stevenson *et al.* 1989). Cette restauration par inadvertance n'a, bien sûr, pas été associée à un programme de suivi et son efficacité et ses avantages à long terme ne sont pas étudiés.



2.4 Causes de changements écologiques défavorables

Presque toutes les zones humides méditerranéennes ont été plus ou moins influencées par des siècles d'activités humaines. À l'approche du nouveau millénaire, elles sont presque toutes soumises à d'intenses pressions d'aménagement et menacées de dégradation ou de destruction. Pour éviter d'autres changements écologiques défavorables, il convient d'en aborder les facteurs sous-jacents et souvent invisibles, les composantes politiques et institutionnelles, de même que les causes plus apparentes et presque toujours évidentes (Hollis 1992b).

En termes de suivi, on ne peut habituellement se contenter de la seule évaluation des changements survenant dans les zones humides. Les divers facteurs à l'origine de ces modifications, généralement défavorables, sont alors souvent trop établis pour être réversibles. Un bon programme de suivi d'une zone humide doit donc non seulement s'appuyer sur des éléments propres à l'écosystème mais aussi tirer parti de renseignements obtenus auprès des agences de développement et des instances où sont formulées les politiques.

2.4.1 Facteurs sous-jacents

Les causes profondes de la poursuite de la dégradation et de la destruction des zones humides méditerranéennes sont les suivantes: la pression démographique; le manque de sensibilisation des politiques et du grand public aux valeurs des zones humides; le manque d'engagement politique en faveur de la conservation des zones humides; l'excès de centralisation des procédures de planification; et les politiques et irrégularités financières. Parmi les facteurs externes figurent les politiques de la CE, les activités des agences d'aide au développement, bien qu'elles révisent leurs pratiques, et l'héritage du passé. Les causes plus immédiates se rapportent à la faiblesse des institutions de conservation; à l'organisation sectorielle des processus décisionnels; aux insuffisances des études d'impact et des analyses coûts-avantages; au manque de capacité coercitive, réduisant la portée de législations pourtant correctes; au manque de personnel bien formé; aux insuffisances des pressions internationales; et à des alliances promouvant les études plus que les actions (Hollis 1992b).

2.4.2 Causes apparentes

Parmi les causes apparentes de la perte et de la dégradation des zones humides figurent des activités

qui en affectent directement les caractéristiques écologiques. Ce sont, en fait, des manifestations des causes profondes de la destruction des zones humides, généralement inséparables des pressions exercées par la croissance démographique et la poursuite du développement économique. Les principales causes apparentes de destruction et de dégradation des zones humides comprennent:

- l'intensification de l'agriculture;
- l'urbanisation et l'industrialisation;
- les aménagements touristiques;
- l'augmentation de la pêche et la multiplication des projets d'aquaculture;
- les activités de chasse.

Bien que citées séparément, ces causes ne sont pas totalement indépendantes. La pollution de l'eau peut ainsi être due à des pratiques industrielles et agricoles comme à des aménagements touristiques et piscicoles. La pression du tourisme peut aussi entraîner la conversion de zones humides et des prélèvements d'eau excessifs. L'intensification de l'agriculture, grâce à l'irrigation, l'expansion des complexes touristiques, le bourgeolement des centres urbains, et l'augmentation de la demande en énergie électrique peuvent conjointement inspirer des projets de barrages et de détournement d'eau, incluant la production d'hydroélectricité, avec des conséquences radicales sur les zones humides en aval. Il convient de garder à l'esprit cette interdépendance lors de l'établissement de plans de gestion et de programmes de suivi visant à remédier aux causes de destruction et dégradation des zones humides. Il est bien entendu souvent beaucoup trop tard pour prendre des mesures correctrices une fois que les changements ont été perçus dans la zone humide.

Intensification de l'agriculture

L'agriculture est un des principaux secteurs d'activité dans l'ensemble du bassin méditerranéen. L'irrigation est utilisée, à des degrés divers, dans tous les pays et d'importantes pressions sont exercées pour accroître et intensifier la production agricole par l'amélioration de l'irrigation et du drainage, l'utilisation accrue d'engrais et autres produits agrochimiques, et l'accroissement de la mécanisation. Au sud et à l'est de la région, la croissance démographique est un facteur contraignant (Golini *et al.* 1990). Récemment encore, la Politique agricole commune de l'UE, avec ses prix garantis, a été l'un des principaux moteurs de l'intensification (Baldock 1990). L'accroissement des superficies cultivées, l'augmentation de la demande en eau d'irrigation et le ruissellement des éléments nutritifs et des produits agrochimiques peuvent tous entraîner des changements écologiques dans les zones humides (Viaroli 1992).



Photo 2.6 Les techniques agricoles traditionnelles sont abandonnées pour être remplacées par l'agriculture intensive, avec une utilisation accrue d'engrais et de pesticides chimiques. Vue des veles, un système de riziculture traditionnelle, près de s'Albuïera de Mallorca. (Gabriel Perelló Coll)

Le drainage des zones humides, lagunes et lacs peu profonds est l'un des moyens de conversion – et de destruction – des zones humides les plus faciles et plus spectaculaires que l'homme puisse mettre en oeuvre pour accroître les superficies agricoles (Hollis 1990). Les techniques habituellement utilisées font appel à la construction de digues, vannes, stations de pompage et systèmes de drainage souterrain. Lors du drainage de terrains tourbeux, l'oxydation des sols récemment aérés conduit rapidement à leur rétraction et à l'abaissement du niveau du sol. Un lac peu profond a été drainé le long du cours inférieur de la rivière Strymon, au nord de la Grèce, afin de récupérer des sols tourbeux très productifs. Ceux-ci se sont progressivement décomposés et la plupart des agriculteurs connaissent des problèmes de drainage (Psilovikos 1992).

Les projets d'irrigation peuvent affecter les zones humides de plusieurs manières: création de retenues sur les cours d'eau; réduction des débits par transferts entre bassins ou augmentation de l'évaporation dans les champs eux-mêmes; salinisation des eaux souterraines et des cours d'eau en aval puisque l'évaporation entraîne une concentration des sels dans les eaux s'écoulant des champs; conversion et drainage des zones humides, ou au moins de leurs pourtours; conséquences négatives du lessivage d'engrais et autres produits agrochimiques provenant des cultures

intensives (Llamas 1988; Hollis 1990; DHKD 1992; Munteanu & Toniuc 1992).

Urbanisation et industrialisation

La croissance de la population méditerranéenne, sa concentration toujours plus grande dans des centres urbains, et l'importance du secteur industriel dans les villes du bassin soumettent les zones humides à des pressions intenses (Golini *et al.* 1990). Dans certains cas, et notamment en zone côtière à proximité de Montpellier, France, (Tamisier 1992) et d'Annaba, Algérie, (Stevenson *et al.* 1989), on constate des incursions dans les zones humides, principalement pour construire des résidences secondaires et des hôtels. Toutes les villes prélèvent de grandes quantités d'eau de leur arrière-pays, Athènes étant tristement célèbre pour s'être récemment approvisionnée dans l'Evinos qui alimente les zones humides de Messolonghi, de l'autre côté du pays (Hollis 1993). En outre, les industries produisent des déchets et les villes doivent toutes se débarrasser de leur eaux usées (World Bank & EIB 1990).

La gestion du Rhône après la seconde guerre mondiale illustre la diversité et les interdépendances des impacts d'un plan complexe visant à fournir aux villes de l'électricité, une voie navigable et des cultures



irriguées. La construction de 48 barrages hydroélectriques et de 19 écluses contrôlant 200 km de canaux de dérivation, et le détournement d'eau pour la production d'hydroélectricité sur le cours supérieur et pour l'irrigation dans la plaine côtière méditerranéenne ont eu de profonds impacts sur le fleuve. Sur son cours supérieur, les débits maximums ont diminué au printemps et en été alors qu'ils ont augmenté en hiver du fait de la gestion des barrages. A Porte du Scex, où le Rhône débouche dans le Léman au travers du site Ramsar des Grangettes, la rapport entre les débits maximum et minimum est tombé de 8,8 avant 1930 à 3,8 seulement après 1951. En Camargue, où le fleuve se divise autour du delta, le débit a baissé de 10% en raison de détournements d'eau, entraînant une migration d'eau saline vers l'amont. Les installations hydroélectriques ont réduit le débit d'avril à décembre mais l'ont significativement augmenté pendant les mois hivernaux lorsque la demande en électricité est maximale. Outre ses conséquences écologiques, cette réduction dans des débits d'étiage n'est pas propice au refroidissement des centrales nucléaires installées le long du fleuve. La baisse de la charge sédimentaire du Rhône, de près de 50 millions de tonnes par an dans les années 1930 à moins de 3 millions de tonnes aujourd'hui, liée au piégeage du limon par les barrages, se ressent dans le delta dont le front s'est érodé à un taux variant entre 3 et 10 m par an au cours des dix dernières années (Corre 1992).

Aménagements touristiques

Le tourisme a constitué dans la région méditerranéenne un sérieux facteur de dégradation et de destruction des zones humides. Parmi les pires exemples de ses impacts figurent le comblement de zones humides dans le Languedoc, France, pour fournir des terrains pour un tourisme de masse de faible rapport, le pompage de l'eau douce des dunes côtières de Doñana, Espagne, pour approvisionner Matalascañas (Hollis, Mercer & Heurteaux 1989), la construction illégale de résidences secondaires sur le banc de sable de Louros à Messolonghi, Grèce (Handrinos 1992), et le dépôt d'ordures non traitées dans les lagunes de Faro, Obidos et Albufeira au Portugal.

Bien géré, le tourisme peut être compatible avec la conservation des zones humides, mais même dans ce cas il peut donner lieu à des critiques, comme en Camargue, France (Tamisier 1992), où beaucoup de propriétaires entretiennent leurs marais d'eau douce pour attirer des chasseurs. A Majorque, un grand projet de restauration et de diversification des habitats est en cours pour améliorer l'importance écologique et économique de s'Albufera. Il peut parfois s'avérer nécessaire de limiter le tourisme à certaines périodes de

l'année (par exemple en période de croissance de plantes rares ou lorsque des oiseaux coloniaux nichent sur les plages). Les retombées économiques potentielles du tourisme lié aux zones humides pourraient être importantes au niveau local, surtout s'il est possible d'attirer les touristes en dehors des saisons principales, comme c'est le cas pour les ornithologues.

Pour planifier le développement de nouvelles activités touristiques liées aux zones humides, les pouvoirs locaux doivent, avec les conseils de scientifiques et des organismes de conservation, tenir compte de l'ensemble des conséquences potentielles de leurs choix (Ramsar Bureau 1993b). Ainsi, lorsque l'on cherche à garantir la disponibilité d'eau potable pour un complexe touristique, il peut être nécessaire d'envisager des mesures pour assurer la conservation des zones humides voisines et en aval. En outre, les installations locales de traitement des ordures et des eaux usées auront sans doute à faire face à des volumes beaucoup plus importants durant la saison touristique estivale. D'autres problèmes surviennent si les espèces sauvages sont perturbées, si les sols à proximité des zones humides sont compactés et si les ruissellements augmentent. Tous ces éléments doivent être incorporés dans les plans de développement afin de garantir que la valeur des zones humides sera accrue et non diminuée. Il est évidemment indispensable d'entreprendre un premier programme de suivi pour donner aux promoteurs des informations sur les zones humides qui pourraient être affectées par leurs projets et un deuxième qui concernera les projets de développement eux-mêmes.

Pêche et aquaculture

La pêche était autrefois la principale activité pratiquée dans les lacs d'eau douce, grands fleuves et lagunes de la région méditerranéenne. Aujourd'hui cependant, avec la dégradation des habitats, l'agriculture et d'autres activités ont largement supplanté les pratiques de pêche traditionnelles et durables (Crivelli 1992). Dans certains cas, la pêche a disparu (comme dans beaucoup de grands fleuves et quelques lacs) ou est devenue une activité marginale (dans les lagunes de l'étang de l'Or, France, par exemple). La dégradation des habitats, la pollution et l'eutrophisation, l'introduction d'espèces de poissons exogènes et la surpêche, souvent favorisée par de nouvelles technologies, sont les principaux facteurs responsables de la baisse des pêcheries dans la région (Crivelli 1992).

Tous ces facteurs ont contribué au déclin ou à la disparition d'espèces de poissons indigènes ainsi qu'à l'épuisement des stocks de poissons commerciaux comme la précieuse Carpe commune *Cyprinus carpio* dans le lac Koronia, en Grèce, et les mulets *Liza aurata* et *Chelon labrosus* dans le site d'Albufera des Grau, aux Baléares



(Cardona & Pretus 1992). Lorsqu'elle est pratiquée avec des techniques traditionnelles n'ayant pour ainsi dire pas changé, la pêche dans les lagunes est considérée comme compatible avec le maintien de la biodiversité et de l'intégrité des zones humides méditerranéennes. Malheureusement, ces dernières décennies ont vu se développer des formes d'aquaculture intensive axées sur des espèces de haute valeur telles que le Loup *Dicentrarchus labrax* et la Daurade *Sparus aurata*.

De nombreux élevages de truites ont été installés dans les zones humides d'eau douce et divers types de cages destinées à d'autres espèces font maintenant plus couramment partie du paysage des lacs et réservoirs, notamment en Italie. De telles pratiques augmentent généralement le risque d'eutrophisation et de déversement de pesticides et d'hormones de croissance dans l'environnement. En outre, on peuple des zones humides d'eau douce avec des espèces exogènes, comme la Carpe amour *Ctenopharyngodon idella*, entraînant au lac Oubeira, Algérie, par exemple, la disparition de toute la végétation émergente et submergée. De plus, le secteur de l'aquaculture reste encore beaucoup trop dépendant de l'approvisionnement en alevins provenant du milieu naturel (des lacs Ichkeul, en Tunisie, et Tonga, en Algérie, pour les exploitations piscicoles italiennes par exemple) et de l'introduction d'espèces exogènes et

entraîne d'importantes dégradations des zones humides naturelles comme sur les rives septentrionales du golfe d'Amvrakikos, en Grèce. Dans les zones humides côtières, l'aquaculture a contribué à la dégradation ou à la destruction d'habitats, du fait de la construction d'enclos dans les systèmes lagunaires, de l'aménagement et donc de la perturbation du substrat pour l'élevage des palourdes et de la transformation des salines (comme dans l'estuaire du Sado, Portugal).

Activités de chasse

La chasse au gibier d'eau n'est pas forcément une cause de destruction des zones humides, mais sa pratique est tellement intense dans beaucoup de zones humides méditerranéennes qu'elle peut entraîner une dégradation de l'écosystème par perturbation, saturnisme (empoisonnement au plomb) et effets directs sur les populations d'oiseaux (Tamisier 1987). Les mesures de gestion prises pour favoriser la chasse, telles que les coupes de roseaux et les inondations à contre-saison des marais comme en Camargue, peuvent diminuer la qualité et la diversité de la végétation. Les informations relatives à l'importance de la dégradation des zones humides du fait de la chasse sont souvent insuffisantes pour les besoins d'une gestion efficace: les statistiques sont fréquemment en deçà des nombres réels d'oiseaux abattus; les données

Photo 2.7 Les aménagements touristiques et cynégétiques font partie des facteurs affectant la qualité et la diversité des zones humides méditerranéennes. Complexe touristique et zone aménagée pour la chasse (au premier plan), Albufereta de Pollença, Majorque. (Pere Tomàs Vives)





sur les oiseaux mourant du saturnisme sont incomplètes, et celles qui se rapportent au degré de perturbation sont très variables (Perco & Perco 1992).

Chaque responsable de la gestion d'une zone humide peut contribuer à une pratique rationnelle de la chasse en faisant respecter les règlements et calendriers d'ouverture, en luttant contre le braconnage et entretenant un ensemble semi-naturel et diversifié d'écosystèmes de zones humides (Sorrenti & Concialini 1992). Diverses stratégies conservatrices basées sur la réduction des risques ont été proposées pour la chasse au gibier d'eau aux niveaux national et supranational, notamment: l'amélioration du système d'octroi des permis; l'établissement de liens entre le nombre de chasseurs et la capacité de charge potentielle; la création d'un réseau de zones non perturbées; la fermeture de la chasse avant le début de la migration de printemps; l'introduction de munitions non toxiques; l'établissement de quotas pour les espèces en déclin; l'interdiction de toute activité de chasse pour les espèces menacées d'extinction ainsi que pour celles qui leur ressemblent étroitement; le recueil de données sur l'intensité de la chasse; une gestion plus stricte de la chasse touristique; et de meilleures politiques et procédures d'application pour réduire le braconnage. Ces mesures, de même que des dispositions pour garantir le strict respect des réglementations de chasse, devraient être adoptées tout au long des voies de migration des oiseaux d'eau.

Le suivi des effectifs dans un site particulier peut aider à déterminer à la fois l'impact de la chasse et la capacité de charge, alors que les recensements coordonnés au niveau international sont indispensables pour dégager des tendances à long terme quant aux populations globales d'oiseaux d'eau.

2.5 Conclusion: changement écologique et suivi

En conclusion, les changements écologiques sous forme de dégradations d'origine humaine et relativement rapides des zones humides méditerranéennes sont courants et entraînent une diminution des fonctions et valeurs de ces écosystèmes. Il y a beaucoup moins d'exemples d'impact positif de l'ingérence humaine, mesures de gestion ou de restauration, sur le fonctionnement des zones humides.

Les principales catégories de processus produisant des changements écologiques défavorables sont: les changements de superficie de la zone humide; les changements du régime hydrologique; les changements de la qualité de l'eau; l'exploitation non durable des produits de la zone humide; et l'introduction d'espèces exogènes. Les facteurs qui sous-tendent ces

changements écologiques sont sociaux, économiques et politiques mais les causes immédiates sont liées à des activités humaines telles que l'extension et l'intensification de l'agriculture, l'urbanisation et l'industrialisation, le tourisme, la pêche et la chasse.

La gestion des zones humides méditerranéennes exige de suivre l'ampleur des changements écologiques pour pouvoir prendre des mesures correctrices, ce qui est faisable lorsqu'il s'agit, par exemple, d'effectifs de canards et de l'impact de la chasse, l'organisme de gestion pouvant espérer exercer un certain contrôle au sein même de la zone humide. Il n'est cependant pas aussi facile de gérer les changements de régime hydrologique dus à la construction d'un barrage destiné à satisfaire la demande en eau potable et d'irrigation dans un autre bassin fluvial. En effet, lorsque les changements écologiques auront été perçus grâce au programme de suivi, il sera probablement beaucoup trop tard pour prendre des mesures de gestion puisque le barrage et le système de transfert d'eau seront alors opérationnels. Dans le cas de projets pouvant avoir des effets défavorables sur les caractéristiques écologiques des zones humides, il est nécessaire de recourir à une structure institutionnelle pour assurer la gestion intégrée de toutes les demandes d'eau dans l'ensemble des bassins fluviaux. Le suivi des impacts écologiques du changement climatique et de l'élévation du niveau des mers sur les zones humides méditerranéennes (Jeftic *et al.* 1992) sera primordial puisqu'il est probable que les zones humides côtières seront de bons indicateurs des changements écologiques au niveau mondial. Il sera cependant difficile de séparer les effets des activités humaines locales de ceux, plus généraux, des changements écologiques mondiaux. La gestion des changements écologiques à l'échelle mondiale doit évidemment avoir lieu au niveau international, mais le suivi écologique local peut révéler des possibilités de mesures de gestion et d'atténuation au niveau des sites.

RÉFÉRENCES

- Adamus, P. and Stockwell, L. 1983. *A method for wetland functional assessment. Vols. I and II.* Reports FHWA-IP-82-23 and 24, US Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington, USA. 181 and 134 pp.
- Baldock, D. 1990. *Agriculture and Habitat Loss in Europe.* World Wide Fund for Nature and European Environmental Bureau, London, UK. 60 pp.
- Barbier, E.B. 1989. *The economic value of ecosystems: 1 - Tropical wetlands.* Gatekeeper Series No LEEC 89-02, London Environmental Economics Centre, London, UK. 15 pp.
- Boulot, S. 1991. *Essai sur la Camargue.* Actes Sud. Arles, France. 89 pp.



- Cardona, L and J.L. Pretus. 1992. Effects of a dystrophic crisis on Grey Mulletts. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T. J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 165–168.
- Catsadorakis, G. and A. Crivelli (in press). *The Prespa National Park, Greece*. Monographicae Biologicae, Junk, Dordrecht, Holland.
- Conservation Course. 1994. *Hydrology, vegetation and human use of Merja Zerga, Morocco*. Discussion Papers in Conservation 63, University College London, London, UK.
- Corre, J.J. 1992. Implications des changements climatiques, Étude de cas: Le Golfe du Lion (France). In: L. Jeftic, J.D. Milliman and G. Sestini (eds.). *Climatic Change and the Mediterranean*. Arnold, Sevenoaks, UK. pp 328–427.
- Crivelli, A.J. 1992. Fisheries of the Mediterranean wetlands. Will they survive beyond the year 2000? In: K.T. O'Grady, A.J.B. Butterworth, P.B. Spillet and J.C.J. Domianewski (eds.). *Fisheries in the year 2000, Proc. of the 21st Anniversary Conference of the Institute of Fisheries Management*. London, UK. pp 237–252.
- DDA (Direction Départementale de l'Agriculture du Département des Bouches-du-Rhône). 1970. *Etude hydrogéologique, pédologique et de salinité*. Direction Départementale de l'Agriculture du Département des Bouches-du-Rhône, Compagnie Nationale d'Aménagement de la Région du bas Rhône et du Languedoc. Rapport général et annexes. Arles, France.
- DHKD (Dogal Hayati Koruma Dernegi). 1992. *Towards integrated management in the Göksu Delta: A Protected Special Area*. DIKD, Istanbul, Turkey. 272 pp.
- Dugan, P.J. 1990. *Wetland Conservation: A Review of Current Issues and Required Action*. IUCN, Gland, Switzerland. 96 pp.
- Finlayson C.M., G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). 1992. *Managing Mediterranean Wetlands and Their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. 285 pp.
- Gerakis, P.A. (ed.). 1992. *Conservation and Management of Greek Wetlands*. IUCN, Gland, Switzerland. 493 pp.
- Goldsmith, F.B., F.J. Hinchcliffe, G.E. Hollis and G. Cowlishaw (in press). Rapid interdisciplinary assessment for the conservation and planning of North African wetlands: A case study of Merja Zerga, Morocco. *Biological Conservation*.
- Golini, A., G. Gesano and F. Heius. 1990. *South-North migration with special reference to Europe*. Proceedings of the Ninth IOM Seminar on Migration, Geneva, December 1990, International Organization for Migration, Geneva, Switzerland. Document 2.1.
- Golterman, H. 1992. Wetland pollution: an emphasis on eutrophication. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T. J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 154–158.
- Handrinos, G. 1992. Wetland loss and wintering waterfowl in Greece during the 20th Century: a first approach. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 183–187.
- Hollis, G.E. 1990. Environmental impacts of development on wetlands. *Hydrological Sciences Journal* 35 (4): 411–428.
- Hollis, G.E. 1992a. Implications of Climatic Changes in the Mediterranean Basin: Garaet El Ichkeul and Lac de Bizerte. In: L. Jeftic, J.D. Milliman and G. Sestini (eds.). *Climatic Change and the Mediterranean*. Arnold, Sevenoaks, UK. pp 602–665.
- Hollis, G.E. 1992b. The causes of wetland loss and degradation in the Mediterranean. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T. J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*, IWRB Special Publication 20, IWRB, Slimbridge, UK. pp 83–90.
- Hollis, G.E. 1993. Hydrological aspects of the Acheloos diversion scheme. In: The Acheloos diversion: elements for an objective evaluation. Hellenic Ornithological Society, WWF Greece, Eliniki Eteria, Hellenic Society for the Protection of Nature, Athens, Greece. pp 27–56. [in Greek].
- Hollis, G.E. 1994. Mediterranean Wetland Management and the Göksu and Kizilirmak Deltas: Priorities for Turkish Wetlands. *Turkish Journal of Zoology* 18: 95–105.
- Hollis, G.E. and M.R. Kallel. 1986. Modelling the effects of natural and man induced changes on the hydrology of Sebket Kelbia, Tunisia. *Transactions of the Institute of British Geographers* 11(1): 86–104.
- Hollis, G.E., M. Holland, E. Maltby and J. Larson. 1988. The Wise Use of Wetlands. *Nature and Resources* 24 (1): 2–13.
- Hollis, G.E. and P.U. Jepsen. 1991. Wetland Restoration Projects and the Conservation of Ramsar Listed Sites. *Proceedings of the Fourth Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat, Montreux, Switzerland, June 1990*. Volume II: 107–123.
- Hollis, G.E., J. Mercer and P. Heurteaux. 1989. *The implications of groundwater extraction for the long term future of the Doñana National Park, Spain*. Report to World Wide Fund for Nature (International), University College London Dept. of Geography, London, UK. 53 pp and Appendix 9 pp.
- IWRB. 1993. Conclusions from Workshop B: Measuring Ecological Change in Wetlands. In: M. Moser, R.C. Prentice and J. van Vessem (eds.). *Waterfowl and Wetlands Conservation in the 1990s - A Global Perspective*. IWRB Special Publication 26, Slimbridge, UK. pp 83–84.
- Jeftic, L., J.D. Milliman and G. Sestini (eds.). 1992. *Climatic Change and the Mediterranean*. Arnold, Sevenoaks, UK. 666 pp.



- Johnson, A. 1992. The western Mediterranean population of greater Flamingo: is it at risk? In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 215–219.
- Kusler, J. and M.E. Kentula. 1990. *Wetland Creation and Restoration: The status of the science*. Island Press, Washington, D.C., USA. 594 pp.
- Lieutaud, A., M-C. Ximenes and T. Moutin. 1992. Lagoon eutrophication assessment for rehabilitation purposes: nitrogen and phosphorus loadings in different compartments. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 147–153.
- Llamas, M.R. 1988. Conflicts between wetland conservation and groundwater exploitation. *Environmental Geology* 11(3): 241–251.
- Mermet, L. 1991. France. In: K. Turner and T. Jones (eds.). *Wetlands: Market and Intervention Failures*. Earthscan, London, UK. pp 111–143.
- Michel, B. and T. Salathé. 1991. *Zones Humides Marocaines: leur valeur, gestion et conservation*. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 1993. *Wetlands*. Second Edition. Reinhold, New York, USA. 722 pp.
- Morgan, N.C. 1982. An ecological survey of standing waters of North West Africa: III. Site Description for Morocco. *Biological Conservation* 24: 161–182.
- Montes, C. and P. Bifani. 1991. Spain. In: K. Turner and T. Jones (eds.). *Wetlands: Market and Intervention Failures*. Earthscan, London. pp 144–196.
- Montes, C.M., G. Oliver, F. Molina and J. Cobos (eds.). 1995. *Bases Ecológicas para la Restauración de Humedales en la Cuenca Mediterránea*. Junta de Andalucía, Sevilla, Spain. 348 pp.
- Munteanu, D. and N. Toniuc. 1992. The present and the future state of the Danube delta. In: M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 43–46.
- Nature Conservancy Council. 1987. *Site Management Plans for Nature Conservation: a working guide*. NCC, Peterborough, UK. 40 pp.
- Papayannis, T. 1992a. Greek wetlands: factors of change. In: P.A. Gerakis (ed.). *Conservation and management of Greek wetlands*. IUCN, Gland, Switzerland. pp 207–230.
- Papayannis, T. 1992b. Wetland degradation at Ramsar sites in the Mediterranean. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 97–105.
- Pearce, F. and A.J. Crivelli. 1994. *Characteristics of Mediterranean Wetlands*. MedWet publication 1, Tour du Valat, Arles, France. 88 pp.
- Perco, F. and F. Perco. 1992. Waterfowl hunting pressure and regulations in Italy with special reference to the lagoons of the upper Adriatic. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 23–27.
- Psilovikos, A. 1992. Prospects for wetlands and waterfowl in Greece. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 53–55.
- Rallo, G. 1992. Use and conservation of salt marsh wetlands in the Northern Adriatic: an example of integrated management. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 141–143.
- Ramsar Bureau. 1990. *Review of National Reports submitted by the Contracting Parties and review of implementation of the Convention since the Third Meeting of the Conference in Regina, Saskatchewan, Canada in May/June 1987*. Document Inf. C.4.18, Fourth Meeting of the Conference of the Contracting Parties, Montreux, Switzerland, 27 June – 4 July 1990. 80 pp.
- Ramsar Bureau. 1993a. *Proceedings of the Fifth Meeting of the Conference of the Contracting Parties, Kushiro, Japan, June 1993*. Ramsar Bureau, Gland, Switzerland. 358 pp.
- Ramsar Bureau. 1993b. *Guidelines on management planning for Ramsar Sites and other wetlands*. Annex to Resolution C.5.7, Fifth Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat, Kushiro, Japan, June 1993, Ramsar Bureau, Gland, Switzerland, Volume 1:186–192.
- Rufino, R. and Neves, R. 1992. The effects on wader populations of the conversion of salines to fish farms. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 177–182.
- Skinner, J. and S. Zalewski. 1995. *Functions and values of Mediterranean Wetlands*. MedWet publication series 2, Tour du Valat, Arles, France. 80 pp.
- Sorrenti, M. and Concialini, A. 1992. Commitment of Italian hunters to preventing the loss of waterfowl and wetlands. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 234–235.
- Stevenson, A.C., J. Skinner, G.E. Hollis and M. Smart. 1989. The El Kala National Park and Environs, Algeria: An ecological evaluation. *Environmental Conservation* 16: 335–348.
- Tamisier, A. 1987. Camargue: quartier d'hiver et de transit pour les oiseaux d'eau. *Le Courier de la Nature* 109: 30–37.

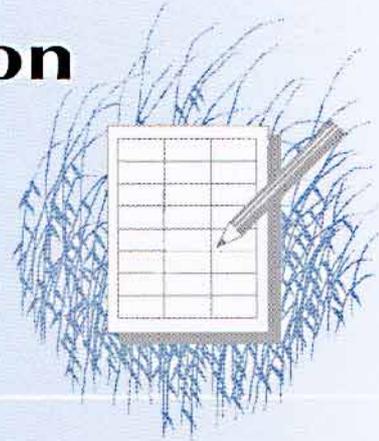


- Tamisier, A. 1992. The Camargue: a model of environmental decline. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 106–108.
- Taris, J-P. 1990. Tour du Valat/Petit Badon (Camargue) management plan implementation and follow up: costs and implications. In: *Council of Europe Workshop on Management of Mediterranean Wetlands*. Doñana, Andalusia, Spain. pp 45–47.
- Thomas, D.H.L., Ayache, F. & Hollis, G.E. 1991. Use and non-use values in the conservation of Ichkeul National Park, Tunisia. *Environmental Conservation* 18 (2):119–130.
- Viaroli, P. 1992. Eutrophication of the Po Delta lagoons: evaluation and prospects for restoration. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 159–164.
- Wood, J.B. and Warren, A. 1978. *A Handbook for the Preparation of Management Plans: Conservation Course Format*. Discussion Papers in Conservation 18, University College London, London, UK. 41 pp.
- World Bank and European Investment Bank. 1990. *The Environment Program for the Mediterranean*. World Bank, Washington DC, USA. 93 pp.
- Zaouali, J. 1983. Lac de Tunis: 300 years of engineering and pollution. A bibliographical study with comments. *UNESCO Report in Marine Science* 29: 30–47.



3 Cadre de conception d'un programme de suivi

C. Max Finlayson



RÉSUMÉ

On trouvera ci-après un cadre qui aidera à la conception de programmes de suivi efficaces. Ce cadre s'inscrit dans le contexte d'un système de gestion qui fournit les moyens de répondre aux résultats du programme de suivi. On notera immédiatement que suivi et surveillance n'ont pas la même signification, la seconde étant généralement entreprise sans que l'on ait une raison particulière de recueillir les données ou informations. Le cadre n'est pas une recette normative pour un certain type de programme de suivi. Il donne plutôt une série d'étapes agencées selon une séquence logique, dont les grands titres figurent ci-dessous:

- *identifier le problème/la question*
- *fixer l'objectif*
- *établir l'hypothèse*
- *choisir les méthodes et variables*
- *évaluer la faisabilité et la rentabilité*
- *effectuer une étude pilote*
- *prélever les échantillons*
- *analyser les échantillons*
- *rendre compte des résultats*
- *appliquer les mesures de gestion et évaluer le projet*

Ces étapes sont présentées de manière graphique et décrites dans le texte. Les boucles de rétroaction fournissent les moyens de réévaluer l'efficacité de la méthode choisie pour atteindre l'objectif (c.à.d. d'évaluer le projet). Trois exemples hypothétiques ont été donnés pour illustrer l'utilisation du cadre (sans entrer dans les détails) lors de la conception d'un programme de suivi.



3.1 Introduction

Le suivi environnemental a fait l'objet d'une attention accrue ces dernières années. Au niveau mondial, cette évolution est liée à la prise de conscience de l'ampleur des dégradations environnementales et destructions d'habitats. Les zones humides, y compris celles de la région méditerranéenne, n'ont pas échappé à cette dégradation générale de grande échelle (voir, par exemple, Finlayson *et al.* 1992). Les préoccupations que soulève l'étendue du problème au niveau mondial sont telles que l'on s'efforce de plus en plus de mettre au point des processus de gestion et des mesures correctrices efficaces. Dans de nombreux cas, ces efforts se heurtent à un manque d'informations pertinentes quant à la nature du problème, à ses causes et à l'efficacité des procédures et mesures de gestion. De bons programmes de suivi peuvent contribuer à surmonter de telles difficultés.

En substance, le suivi aborde la question générale du changement ou de l'absence de changement dans le temps et dans des sites particuliers. Il procède des sondages et de la surveillance mais il est plus précis et vise des cibles ou buts spécifiques (Goldsmith 1991).

Une campagne de collecte de données (*survey* en anglais) est un exercice débouchant sur un ensemble d'observations qualitatives mais sans idées préconçues quant à la teneur des résultats.

La surveillance consiste en une série de collectes de données répétées dans le temps et est destinée à vérifier l'importance de la variabilité et/ou de la gamme de valeurs de certains paramètres.

Le suivi est basé sur la surveillance et consiste à recueillir systématiquement dans le temps des données et autres informations pour vérifier le niveau de conformité avec une norme ou position prédéterminée.

Le suivi repose donc sur une série de collectes de données répétées dans le temps et diffère de la surveillance en ce sens que l'on a une raison spécifique pour recueillir les données et informations (voir Spellerberg 1991, Goldsmith 1991, Furness *et al.* 1994).

L'efficacité du suivi varie considérablement et n'est liée ni à la complexité ni au coût du programme. Elle doit être évaluée par la pertinence et l'opportunité des données et informations recueillies. Des approches simples peuvent être très efficaces lorsqu'elles sont bien conçues.

On trouvera ci-après un cadre de conception d'un programme de suivi. Il s'applique à toutes les formes de suivi (portant, par exemple, sur les changements de la superficie ou de l'équilibre écologique d'une zone humide, ou encore sur les raisons sous-jacentes de la destruction des zones humides) sans être normatif. Il ne s'agit pas d'une recette pour un type de problème ou de zone humide particulier, ce qui aurait été présomptueux compte tenu des nombreuses différences entre sites, problèmes et ressources disponibles, mais plutôt d'un ensemble d'étapes qui devraient aider les responsables de la conception d'un programme de suivi à prendre des décisions adaptées à leur situation. Celles-ci resteront basées sur un certain niveau de connaissances et/ou d'expertise auquel que le cadre ne peut en aucun cas se substituer.

Dans les cas où il existe déjà un programme de suivi, le cadre permet de vérifier que le suivi s'effectue d'une manière logique et bien structurée. Tout programme de ce type devrait en effet être régulièrement réévalué et, le cas échéant, modifié ou interrompu. Le cadre peut ainsi servir d'outil d'aide à l'examen et à l'évaluation de programmes existants.

Parallèlement, la Convention de Ramsar a, également examiné les modifications des caractéristiques écologiques et la surveillance continue des sites d'importance internationale et, en mars 1996, la sixième Session de la Conférence des Parties contractantes a adopté un cadre méthodologique pour la surveillance continue et des lignes directrices pour l'interprétation des changements écologiques. Ce cadre est basé sur les travaux de Finlayson (1994), comme celui présenté dans ce guide.

3.2 Gestion et suivi

Un programme de suivi, même bien conçu, n'aurait que peu d'intérêt si les informations recueillies n'étaient pas utilisées ou ne servaient pas à influencer les activités de gestion du site concerné. Dans l'idéal, celui-ci fera l'objet d'un plan de gestion global et interactif fournissant les moyens de réagir aux informations obtenues grâce au programme de suivi. En l'absence de plan de gestion formel ou officiel, ou s'il n'est pas correctement appliqué, il sera essentiel de définir des mécanismes pour mettre à profit les informations obtenues. Les données recueillies par des organisations non gouvernementales ou par des institutions de recherche sont souvent exploitées pour amener le grand public à exercer des pressions en faveur de l'amélioration de certains processus gestionnaires, de l'application de la législation et des réglementations en vigueur, ou de l'introduction de nouvelles dispositions juridiques ou gestionnaires.



Constable (1991) a donné les grandes lignes des rapports indispensables entre une procédure de gestion formelle et un programme de suivi environnemental. En essence, celui-ci doit fournir les moyens de mesurer le résultat de la procédure de gestion, c'est-à-dire d'évaluer l'état de l'environnement (tel que l'on peut l'observer) et l'importance des altérations éventuelles. Si les objectifs de gestion ne sont pas remplis, la législation ou les réglementations en vigueur affectant le site (ou la région) doivent permettre d'ajuster les activités de gestion. Il convient donc de noter que l'on peut lancer un programme de suivi avant ou après la mise en oeuvre d'une activité de gestion particulière. Il est essentiel que les informations recueillies grâce à un programme de suivi soient utilisées pour influencer les activités de gestion lors d'une prise de décision.

La qualité de la gestion dépend partiellement de la disponibilité d'informations adéquates. Celles-ci peuvent provenir de programmes de suivi officiels ou non, l'origine des informations n'est pas le problème essentiel. Dans la mesure où elles sont bonnes et témoignent des changements réels ou potentiels, elles peuvent être utilisées pour promouvoir des activités de gestion appropriées.

3.3 Un cadre de suivi

L'existence d'un programme de suivi n'est pas une garantie de son efficacité en tant qu'outil de gestion. C'est ainsi que les programmes qui génèrent beaucoup de données mais peu d'information ont un intérêt limité pour la gestion. L'efficacité est encore moindre si le programme fournit des informations trompeuses. Les cadres de conception de programmes de suivi constituent des outils destinés à aider les gestionnaires et les planificateurs et il est important de répéter qu'ils n'apportent pas les réponses, celles-ci devant provenir des responsables de la conception.

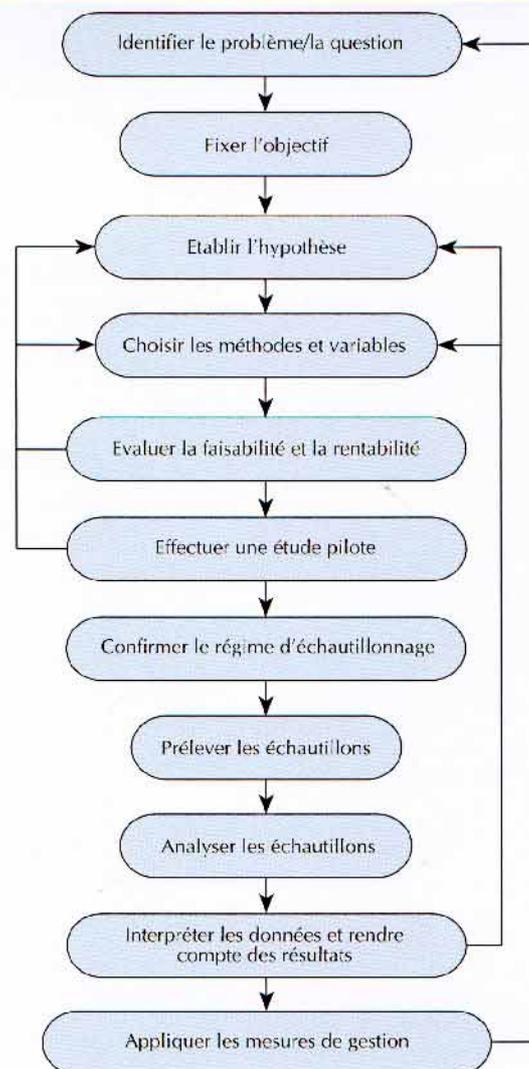
Dans l'idéal, la mise au point d'un programme de suivi devrait être un processus simple faisant appel à la collaboration entre gestionnaires (qui prennent des décisions) et scientifiques (qui fournissent des conseils d'experts et interprètent les données). En simplifiant, les premiers devraient définir les besoins et les seconds recommander les techniques les plus appropriées, permettant ainsi, par un processus itératif, d'adopter une approche à la fois rigoureuse au plan scientifique et remplissant les objectifs de gestion. Mais, nombreux sont les programmes de suivi qui ne remplissent pas les objectifs de gestion ou, pire même, fournissent des informations trompeuses. Si le respect d'un cadre logique de conception de programmes de suivi ne permet pas d'éliminer de tels écueils, il peut fournir les

moyens d'identifier les limites d'un programme et de réduire par conséquent l'incidence de ces problèmes.

Le cadre proposé est présenté de manière graphique à la figure 3.1. Les principaux aspects de ses divers éléments sont décrits ci-dessous, sur la base de données provenant d'un certain nombre de publications (Green 1984, Maher & Norris 1990, Goldsmith 1991, Spellerberg 1991, Finlayson 1994, Maher *et al.* 1994). On trouvera en outre au tableau 3.1 un résumé des points dont il faut tenir compte lors de l'utilisation du cadre, ainsi que trois exemples hypothétiques d'utilisation pratique aux tableaux 3.2, 3.3 et 3.4.

Le cadre illustre une situation idéale et peut-être même hypothétique. Le temps consacré à chaque étape dépendra du calendrier à respecter et des ressources disponibles. Ne s'agissant pas d'une procédure normative, rien n'oblige à accorder autant

Figure 3.1 Cadre de conception d'un programme de suivi des zones humides.





d'attention aux différentes étapes. Gestionnaires et concepteurs jugeront d'eux-mêmes en fonction des conditions locales, le cadre fournissant un guide pour les aider dans ces décisions.

3.3.1 Identifier le problème/la question

L'identification du problème conduisant à une modification des caractéristiques écologiques d'une zone humide est une première étape cruciale. Le problème doit être énoncé clairement et sans ambiguïté, ce travail étant étroitement lié à la fixation de l'objectif. Lorsque le problème aura été identifié, il sera possible de formuler des activités de gestion, y

compris des recherches supplémentaires, pour mieux le comprendre et en justifier le suivi.

Dans la mesure du possible, on cherchera également à déterminer l'étendue ou l'échelle du problème/de la question (existant(e) ou potentiel(le)) (l'ensemble de la zone humide sera-t-il concerné? Voire plusieurs zones humides distinctes?). Ceci peut s'avérer difficile si l'on n'a pas une connaissance suffisante des caractéristiques écologiques de la zone humide (superficie, volume d'eau, etc.). Des données de référence sont donc indispensables et il peut être nécessaire de passer en revue les informations existantes: publications scientifiques, documents de gestion, de suivi et de politiques et connaissances locales.

Tableau 3.1 Résumé des points clés à envisager lors de l'utilisation d'un cadre de conception d'un programme de suivi d'une zone humide.

Identifier le problème/la question	Énoncer clairement et sans ambiguïté Établir l'ampleur du problème et la cause la plus vraisemblable Définir une situation de référence
Fixer l'objectif	Sert de base à la collecte d'informations Doit être réaliste et réalisable dans un délai raisonnable
Définir une hypothèse	Sous-tend l'objectif et peut être testée
Choisir les méthodes et variables	Adaptées au problème et fournissent les informations permettant de tester l'hypothèse Doivent permettre de détecter un changement et d'en évaluer l'importance Identifient ou élucident la cause du changement
Évaluer la faisabilité et la rentabilité	Décider s'il est possible d'entreprendre le programme sur une base régulière et continue Évaluer les facteurs influençant le programme d'échantillonnage: disponibilité de personnel formé; accès aux sites d'échantillonnage; disponibilité et fiabilité des matériels spécialisés; méthodes d'analyse et d'interprétation des données; utilité des données et autres informations; moyens pour rendre compte dans les délais voulus Déterminer si les coûts d'acquisition et d'analyse des données sont compatibles avec le budget Si nécessaire, réévaluer l'hypothèse, et les méthodes et variables
Effectuer une étude pilote	Moment de tester et d'affiner la méthode et les équipements spécialisés Évaluer les besoins en formation du personnel Vérifier les méthodes d'analyse et d'interprétation des données Si nécessaire, réévaluer l'hypothèse, et les méthodes et variables
Prélever les échantillons	Le personnel doit avoir été formé à toutes les méthodes d'échantillonnage Tout échantillon doit être accompagné des informations suivantes: date et emplacement; noms des personnes responsables; méthodes de prélèvement; matériel utilisé; moyens de stockage et de transport; toute modification apportée aux méthodes établies Les échantillons doivent être traités rapidement et toutes les données seront accompagnées des informations suivantes: date et lieu; noms des personnes responsables; méthodes de traitement; matériel utilisé; toute modification apportée aux méthodes établies
Analyser les échantillons	L'analyse des échantillons et des données doit faire appel à des méthodes éprouvées et rigoureuses Les analyses seront accompagnées des informations suivantes: date et emplacement; noms des personnes responsables; méthodes et équipements utilisés; moyens de stockage des données
Interpréter les données et rendre compte des résultats	Interpréter et communiquer tous les résultats en temps voulu et de façon économique Le rapport doit être succinct et concis, indiquer si l'hypothèse a été vérifiée et contenir des recommandations en matière de gestion, y compris en termes de poursuite du suivi Si nécessaire, réévaluer l'hypothèse, et les méthodes et variables
Appliquer les mesures de gestion et évaluer le projet	Examiner l'efficacité de toutes les procédures, faire les ajustements nécessaires et éventuellement clore le programme



Tableau 3.2 Exemple hypothétique d'un programme destiné à suivre les problèmes que pourrait créer un complexe touristique installé sur les rives d'une lagune d'eau douce. On supposera que l'on dispose au préalable de données de référence adéquates sur la profondeur d'eau. Compte tenu de la place disponible, il n'est pas possible de justifier le choix des objectifs, méthodes, etc. mais il faut rappeler ici que les concepteurs doivent prendre des décisions et en consigner les raisons.

Problème/question global(e)	Un grand complexe touristique, comportant un golf de 18 trous, a été aménagé en bordure d'une lagune d'eau douce importante pour les oiseaux d'eau.
Problème/question spécifique	Les niveaux d'eau de la lagune vont baisser compte tenu des quantités extraites pour alimenter l'hôtel et arroser le golf.
Objectif	Suivre le taux d'extraction et le niveau d'eau dans la lagune.
Hypothèse	Le taux d'extraction d'eau ne devrait jamais dépasser (préciser un taux). Le niveau d'eau dans la lagune ne devrait pas varier de manière significative (intervalle de confiance à 95%) par rapport à la moyenne à long terme ($x \pm y$ mètres) pendant les mois de juillet et août.
Méthodes et variables	Un débitmètre (préciser le modèle) sera installé sur la seule pompe utilisée pour extraire l'eau de la lagune. Les données seront relevées (préciser comment et selon quelle périodicité). On suivra la profondeur d'eau (préciser comment) et on notera les données recueillies (préciser comment et selon quelle périodicité). Les données seront évaluées quotidiennement et enregistrées dans une base de données (définir le type de base et le lieu). On effectuera des analyses statistiques (préciser la méthode).
Faisabilité/rentabilité	Définir le matériel nécessaire (par exemple, débitmètre à enregistrement automatique ou à lecture visuelle; bathymètre à enregistrement automatique ou échelle limnimétrique) et établir un programme de vérification et d'entretien. Former le personnel à la vérification et à l'entretien du matériel. Préparer la base de données et familiariser le personnel aux méthodes statistiques. Évaluer les coûts du matériel et du personnel et confirmer le budget.
Etude pilote	Tester le matériel en conditions de terrain et vérifier la fiabilité des enregistrements. Confirmer les procédures de consignation des informations et les méthodes statistiques. Former le personnel à l'entretien du matériel et aux analyses statistiques.
Echantillonnage	Il n'y a pas ici de prélèvements mais il faut vérifier régulièrement le matériel d'enregistrement et la qualité des données recueillies.
Analyse des échantillons	Sans objet.
Préparation du rapport	Les données ont été soumises à l'analyse statistique et sont transmises (préciser à qui et dans quels délais) avec des conclusions et recommandations quant aux activités de gestion et/ou de suivi.
Mise en oeuvre des mesures de gestion et évaluation du projet	Clore le projet si l'on peut montrer que le taux d'extraction d'eau n'est pas nuisible.

La cause (ou la cause la plus probable) du problème devrait aussi être identifiée (déversement de substances polluantes dans un ruisseau alimentant le site, ou suspicion d'une espèce particulière, par exemple), éventuellement en mettant en place un programme de recherche de son origine. Il peut cependant s'avérer difficile d'établir des relations de cause à effet entre une activité et des caractéristiques de l'environnement. Ce type d'informations n'est souvent pas disponible et, compte tenu de l'urgence de nombreuses situations, peu d'efforts sont entrepris pour les obtenir. En leur absence toutefois, il sera difficile de décider sur quels éléments devra porter le suivi.

3.3.2 Fixer l'objectif

L'objectif visé est à la base de la collecte d'informations et des objectifs imprécis ou inadéquats

réduisent à néant l'intérêt d'un programme de suivi. Il n'est ainsi pas suffisant de déclarer qu'il faut éviter une extraction d'eau excessive. L'objectif doit être énoncé très précisément et rester spécifique. Un programme de surveillance peut être conduit sans objectif spécifique, mais pas un programme de suivi. L'objectif est le point de départ d'un programme de suivi. Si l'on identifie plusieurs objectifs, ils conviendra de les hiérarchiser, sans en éliminer aucun, afin d'utiliser au mieux le temps et les ressources disponibles.

La précision de l'énoncé est utile non seulement pour faciliter la définition des programmes d'échantillonnage, mais également dans le cas de programmes à long terme pour permettre aux nouveaux personnels de continuer à travailler de manière cohérente. Les objectifs sont à la base de l'obtention des informations requises pendant une période donnée. Ils doivent être réalistes et réalisables



dans un délai raisonnable, avec des paramètres mesurables.

3.3.3 Etablir l'hypothèse

L'objectif doit être sous-tendu par une hypothèse explicite. Une hypothèse telle que "évaluer des changements significatifs" ne serait pas assez claire et elle devrait être modifiée pour indiquer le niveau de changement voulu (c.à.d. dépasser un niveau ou une norme prédéterminé, ou différer significativement (au plan statistique) de la moyenne établie sur une longue période de référence). En d'autres termes, l'hypothèse doit pouvoir être testée sur la base des données et autres informations recueillies, faute de quoi on ne pourra savoir si l'objectif a été atteint. Il est important de noter également les sources et la variabilité des données/informations pour déterminer si celles-ci confirment

l'hypothèse, et ce notamment lorsque les fluctuations naturelles (de la profondeur d'eau ou des effectifs par exemple) sont fortes ou même inconnues. L'hypothèse doit être fondée sur de solides informations.

Il est fréquent que les hypothèses ne soient pas formulées et le suivi est alors rarement fructueux ou rentable. La surveillance s'effectue généralement sans formuler d'hypothèse et peut être utile, sans toutefois nécessairement fournir la preuve des relations de cause à effet pourtant indispensables à la gestion. La signification des résultats doit être évaluée pour que le programme puisse être utile aux activités de gestion.

3.3.4 Choisir les méthodes et variables

Beaucoup de méthodes de suivi sont envisageables et il est indispensable de connaître les avantages et

Tableau 3.3 Exemple hypothétique d'un programme destiné à suivre la perte potentielle d'habitats de zone humide que pourraient entraîner des activités de drainage dans un delta fluvial. On supposera que l'on dispose au préalable de données de référence adéquates sur l'étendue des zones humides dans le delta. Compte tenu de la place disponible, il n'est pas possible de justifier le choix des objectifs, méthodes, etc. mais il faut rappeler ici que les concepteurs doivent prendre des décisions et en consigner les raisons.

Problème/question global(e)	On augmente les superficies irriguées dans le delta.
Problème/question spécifique	Les dernières zones humides du delta sont drainées pour être converties à l'agriculture.
Objectif	Suivre la superficie des zones humides dans le delta.
Hypothèse	La superficie des zones humides dans le delta ne devrait pas baisser de manière significative (intervalle de confiance à 95%) par rapport à la superficie actuelle (préciser cette superficie et définir l'intervalle de confiance autour cette valeur).
Méthodes et variables	Prendre des photographies aériennes (détails des vols, altitude, type de photographie, etc.) une fois par an (préciser la meilleure date ainsi que d'autres options en cas de problèmes météorologiques ou matériels) sur l'ensemble du delta (fixer les limites) et comparer les résultats avec les données de référence. Définir des méthodes pour reporter, d'après les photographies, la superficie des zones humides sur des cartes et stocker ces données, ou évaluer d'une autre manière si des zones humides ont été détruites. Évaluer la fiabilité des données. Identifier des procédures d'inspection au sol au cas où il ne serait pas possible d'obtenir des photographies aériennes (même temporairement).
Faisabilité/rentabilité	Vérifier la disponibilité du matériel ainsi que la qualité des photographies, des techniques d'inspection au sol, des techniques de représentation cartographique, etc. Évaluer les coûts d'obtention et d'interprétation des photographies, d'évaluation des données et des enquêtes au sol. Identifier l'intervalle de confiance.
Etude pilote	Tester le matériel en conditions de terrain et vérifier la fiabilité des données, méthodes d'interprétation, procédures statistiques, etc. Des vérifications au sol peuvent être nécessaires pour confirmer la fiabilité des données. Former le personnel à la collecte et à l'interprétation des données et aux analyses statistiques.
Echantillonnage	Obtention des photographies aériennes, interprétation et stockage des données. Entreprendre des enquêtes au sol.
Analyse des échantillons	Comparaison statistique des résultats avec les données de référence.
Préparation du rapport	Analyses statistiques interprétées et transmises (préciser à qui et dans quels délais) avec des conclusions et recommandations quant aux activités de gestion et/ou de suivi.
Mise en oeuvre des mesures de gestion et évaluation du projet	Clore le projet si l'on peut montrer qu'il n'y a pas de drainage.



Tableau 3.4 Exemple hypothétique d'un programme destiné à suivre l'impact que pourraient avoir les politiques de développement des agences gouvernementales sur les zones humides. On supposera que l'accès aux informations nécessaires est parfaitement libre et que l'on a défini au préalable les sites importants et leurs valeurs. Compte tenu de la place disponible, il n'est pas possible de justifier le choix des objectifs, méthodes, etc. mais il faut rappeler ici que les concepteurs doivent prendre des décisions et en consigner les raisons.

Problème/question global(e)	On prévoit d'intensifier le développement industriel (préciser la région concernée).
Problème/question spécifique	Le développement industriel aboutira au comblement et au drainage des dernières zones humides de la région.
Objectif	Suivre les projets de développement proposés (préciser l'agence responsable).
Hypothèse	L'agence ne devrait ni combler ni drainer de zones humides (préciser le site).
Méthodes et variables	Sélectionner les documents appropriés, définir les moyens de les obtenir dans les délais voulus. Établir une procédure d'analyse des documents pour déterminer si une proposition de comblement/drainage est avancée, même au simple stade de la faisabilité. Définir des moyens de stocker les documents. Si les documents sont difficiles à obtenir, envisager des visites sur le terrain, des campagnes de sensibilisation du public, etc.
Faisabilité/rentabilité	Évaluer les procédures de documentation et d'archivage de l'agence concernée et si les documents en question peuvent être analysés en temps voulu. Dans la négative, identifier les documents indicateurs clés ou même les fonctionnaires à cibler. Évaluer les coûts d'obtention et de stockage des documents, de même que les coûts qu'entraînerait le contact de fonctionnaires clés.
Etude pilote	Évaluer le temps et l'expertise nécessaire pour obtenir et analyser correctement les documents. Former le personnel à identifier les mots/sujets clés, etc. Réviser les méthodes et même les objectifs s'il n'est pas possible d'obtenir les documents.
Echantillonnage	Établir une procédure pour obtenir les documents dans des délais raisonnables et pour les stocker afin de faciliter leur analyse.
Analyse des échantillons	Sans objet.
Préparation du rapport	Identifier les propositions importantes pouvant affecter les zones humides et les transmettre (préciser à qui et dans quels délais) avec des conclusions et recommandations quant aux activités de gestion et/ou de suivi.
Mise en oeuvre des mesures de gestion et évaluation du projet	Réduire la fréquence du suivi si l'on peut montrer que les activités de développement sont bien planifiées.

inconvenients des différentes formules par rapport au niveau de protection requis lors du choix des méthodes appropriées au suivi d'un site ou d'un problème spécifique. On aura avantage à étudier la littérature disponible et à s'entourer de conseils avisés mais il faut surtout garder à l'esprit l'objectif du suivi et l'hypothèse précédemment établie; la méthode peut-elle détecter un changement du niveau recherché et sur la période de temps choisie?

Pour choisir les méthodes et/ou variables, il est nécessaire de savoir quel est le niveau de changement acceptable (l'hypothèse) et si la (les) méthode(s) envisagée(s) permet (permettent) de tenir compte d'éventuelles sources de variabilité des données et autres informations recueillies. Les paramètres suivants doivent ainsi être retenus:

- existence et qualité des informations de référence;
- approches générales de la collecte des données/informations;

- nombre et emplacement des sites d'échantillonnage;
- fréquence des échantillonnages;
- répliquats;
- techniques spécifiques de prélèvement des échantillons;
- techniques de traitement et/ou de stockage des échantillons;
- protocoles et moyens de stockage des données ou informations;
- méthodes d'analyse statistique des données;
- procédures d'interprétation des données et informations.

D'une manière générale, les méthodes doivent permettre de détecter tout changement, d'en évaluer la signification et d'en identifier ou élucider la cause. En l'absence de méthodes adéquates, des recherches dirigées seront nécessaires pour mettre au point ou identifier des techniques particulières. On évitera toute méthode ne permettant pas de tester l'hypothèse.



3.3.5 *Évaluer la faisabilité et la rentabilité*

Une fois la méthode choisie et le régime d'échantillonnage défini, il est nécessaire de déterminer s'il est réellement possible d'entreprendre le programme sur une base régulière et continue. Une telle évaluation peut conduire à réviser l'hypothèse et/ou le choix des méthodes et variables. Il faut par conséquent tenir compte des facteurs influençant le processus d'échantillonnage et la continuité du programme, notamment:

- la disponibilité de personnel formé pour prélever et traiter les échantillons;
- l'accès aux sites d'échantillonnage;
- la disponibilité et la fiabilité des matériels spécialisés pour le prélèvement et l'analyse des échantillons;
- les méthodes d'analyse et d'interprétation des données;
- l'utilité des données et informations obtenues;
- les moyens de rendre compte dans les délais voulus;
- le soutien matériel et financier pour la poursuite du programme.

Il devrait être facile d'évaluer ces éléments dans le cas d'un programme de suivi intégré à un plan de gestion structuré. Ce sera sans doute plus difficile dans le cas contraire et il faudra donc y être très attentif.

Il faut également envisager le rapport coût-efficacité dans le cadre de l'étude de faisabilité. Le but d'un programme d'échantillonnage est, à quelques exceptions près, de recueillir des informations ou données utiles au moindre coût. Il convient de déterminer les coûts de l'acquisition et de l'analyse des données et de les rapporter au budget et à l'objectif du programme, évaluation qu'il pourrait être avantageux de faire effectuer par un expert indépendant. Dans l'idéal, elle devrait influencer l'affectation budgétaire pour le programme. Une insuffisance de fonds pourra justifier une réduction du programme, ou même son abandon, mais en aucun cas une moindre rigueur scientifique, le but étant d'obtenir des données fiables à des fins de gestion ou d'influencer des décisions en la matière.

3.3.6 *Effectuer une étude pilote*

Avant de lancer un programme à grande échelle, il est essentiel d'effectuer une étude pilote afin d'économiser temps et ressources. C'est le moment d'affiner la méthode et les protocoles individuels et de tester les hypothèses fondamentales à la base de la méthode et du régime d'échantillonnage. On pourra à ce stade avoir une certaine idée de la rigueur de la méthode et

de la nécessité de modifier la conception d'ensemble ou des techniques spécifiques de prélèvement ou d'analyse des données. C'est également le moment d'apporter les changements nécessaires aux procédures qui ont été choisies. Il peut en effet s'avérer très coûteux de le faire plus tard, avec en outre le risque d'invalider le programme. Le matériel de terrain spécialisé doit être testé dans le cadre de cette étude pilote et, le cas échéant, modifié sur la base de l'expérience pratique. C'est aussi l'occasion d'évaluer les besoins en formation du personnel.

Les méthodes d'analyse des données doivent également être testées. Si l'on prévoit de faire des analyses statistiques, elles devront tout d'abord être testées avec les données de l'étude pilote. On devrait ainsi pouvoir mettre en évidence un éventuel non-respect des conditions initiales, par exemple données ne suivant pas une distribution normale, données non indépendantes, ou nombre de répliquats insuffisant, et prendre les mesures compensatoires qui s'imposent. Il n'est pas forcément indispensable que toutes ces hypothèses de départ soient parfaitement vérifiées, mais il est essentiel de comprendre l'importance et les conséquences des éventuelles violations.

Le temps et les efforts qu'il faudra consacrer à l'étude pilote varieront considérablement en fonction de l'hypothèse à tester et des méthodes choisies. Dans certains cas, les informations recueillies durant l'étude pilote pourront aussi contribuer au suivi. L'évaluation de la méthode doit permettre de confirmer et de préciser clairement le régime d'échantillonnage. Les protocoles individuels devront être finalisés et une procédure détaillée sera transmise à tout le personnel concerné. La normalisation entre individus peut s'avérer critique. Les informations découlant de l'étude pilote pourraient entraîner des modifications à la fois de l'hypothèse et des méthodes.

L'étude pilote peut ainsi montrer que les méthodes choisies ne sont pas utilisables en pratique, voir, par exemple, les cas hypothétiques décrits dans les tableaux 3.2 à 3.4. Dans le premier cas, les débitmètres automatiques peuvent être impossible à obtenir ou trop coûteux; dans le deuxième, il peut s'avérer impossible de prendre des photographies aériennes à intervalles réguliers ou de les obtenir dans les temps; et dans le troisième il peut être difficile d'obtenir les documents voulus. Dans de tels cas, il peut être nécessaire de modifier jusqu'aux hypothèses et méthodes du programme ou même d'abandonner celui-ci purement et simplement.

3.3.7 *Prélever les échantillons*

L'échantillonnage ne devrait pas commencer avant d'avoir établi clairement les méthodes et/ou protocoles



et formé le personnel en conséquence. La rigueur de l'échantillonnage est un des facteurs essentiels du succès d'un programme de suivi. Les détails (par exemple, reproduction, dimensions) devront être basés sur des principes statistiques et testés pendant l'étude pilote. Une fois adoptés, les protocoles d'échantillonnage devront être strictement respectés. En cas d'impossibilité, toutes les variations devront être soigneusement documentées et ces notes seront conservées avec les données. Tous les échantillons seront accompagnés des indications suivantes:

- date et emplacement;
- noms des personnes responsables de l'échantillonnage;
- méthode de prélèvement;
- nombre d'échantillons requis;
- matériel utilisé pour le prélèvement;
- moyens de stockage et de transport des échantillons;
- toute modification apportée aux méthodes et protocoles établis.

L'échantillonnage et le recueil de données devraient être effectués de façon à garantir que les résultats soient statistiquement fiables (c.à.d. que le nombre de répliquats doit être suffisant). La fourniture d'informations sur toutes les pratiques est donc essentielle.

L'efficacité d'un programme de suivi dépend également de la rapidité du traitement des échantillons pour des analyses ultérieures (par exemple dissection de poissons pour effectuer une analyse chimique sur un tissu particulier). L'objectif de rapidité ne doit cependant pas aller à l'encontre de la qualité du traitement des échantillons et des changements de procédures peuvent être nécessaires si celui-ci n'est pas suffisamment rapide. Peut-être faut-il également réévaluer le programme, des retards dans le traitement des échantillons pouvant en affecter l'utilité. Les informations suivantes relatives au traitement devront être précisées:

- date et emplacement;
- noms des personnes responsables du traitement;
- méthode de traitement;
- matériel utilisé pour le traitement;
- toute modification apportée aux méthodes et protocoles établis.

3.3.8 Analyser les échantillons

Beaucoup d'échantillons doivent être analysés après le prélèvement et le traitement. Qu'il s'agisse d'une analyse chimique ou d'une identification biologique, les moyens à mettre en oeuvre doivent être déterminés au stade de l'étude pilote.

On fait maintenant régulièrement appel à des méthodes statistiques pour analyser les données et évaluer l'ampleur d'un changement ou d'une variation. Ces techniques devraient également être correctement testées au stade de l'étude pilote. Le prélèvement et le traitement d'échantillons offrent peu d'intérêt si l'on ne dispose pas des moyens nécessaires pour interpréter les données. Le prélèvement d'échantillons dans l'espoir de trouver les moyens de les analyser n'est pas une stratégie efficace pour un programme de suivi (elle peut être appropriée dans le cadre d'un projet de surveillance). La réalisation de l'objectif d'un programme de suivi est impossible si l'on ne peut interpréter les données des échantillons. Une bonne analyse statistique est capitale lorsque l'on aborde des problèmes complexes ou litigieux (voir Hewett 1986, Bishop 1983). L'analyse des échantillons et des données devra donc faire appel à des procédures rigoureuses et incontestées.

Comme pour le prélèvement des échantillons, un ensemble d'informations de base devront être enregistrés lors de l'analyse:

- date et emplacement;
- noms des personnes responsables de l'analyse;
- méthodes d'analyse;
- matériel utilisé pour l'analyse;
- moyens et lieu de stockage des données;
- toute modification apportée aux méthodes établies;
- tests statistiques et niveau de signification.

3.3.9 Interpréter les données et rendre compte des résultats

Les informations et résultats provenant du suivi doivent être interprétés et rapportés en temps voulu et de façon économique, sans quoi on pourrait considérer que le programme a échoué puisqu'il est conçu pour fournir des résultats devant contribuer aux activités de gestion futures.

L'interprétation devrait avoir lieu dans le cadre fourni par l'objectif du programme. Pour garantir que cet aspect critique du programme reçoive l'attention qui lui est due, on pourra rendre publics le calendrier d'établissement des rapports et les rapports eux-mêmes.

L'établissement de rapports peut prendre beaucoup de formes différentes et il n'est pas toujours nécessaire, ni même désirable, d'inclure tous les résultats et détails du programme, même si ceux-ci doivent rester facilement accessibles. La forme du rapport sera en partie déterminée par la nature du problème et les objectifs du suivi. On cherchera ici à garantir que les données obtenues soient intégrées au processus de planification des activités de gestion. Dans de nombreux cas, il sera aussi intéressant que le rapport précise les besoins



futurs en matière de suivi, que ce soit de la même nature ou non. La taille et style du rapport dépendront de l'objectif, de la méthode employée et des destinataires; il devra cependant rester succinct et concis et s'appuyer sur des analyses statistiques.

Le rapport doit indiquer si l'hypothèse a été vérifiée et si des mesures de gestion sont nécessaires. Il devrait aussi servir à évaluer l'efficacité des méthodes d'échantillonnage.

3.3.10 Appliquer les mesures de gestion et évaluer le projet

Le cadre présenté au tableau 3.1 et à la figure 3.1 décrit un ensemble de procédures pouvant alimenter le processus de planification. Elles devront être mises à profit tout au long de la planification et de la mise en oeuvre du programme de suivi pour garantir que le niveau de rigueur voulu est obtenu et que l'hypothèse pourra être testée grâce aux données recueillies. A la fin du programme, ou à l'issue d'une période prédéterminée, l'ensemble du processus devra être réexaminé afin d'apporter et d'enregistrer les modifications nécessaires. Le programme pourra être clos lorsque les objectifs auront été atteints.

3.4 Conclusion

Le suivi fait partie intégrale du processus de gestion. A ce titre, les défauts de conception constituent un handicap auquel il convient de remédier, les programmes mal conçus pouvant produire des données et autres informations trompeuses ou erronées. Compte tenu de la difficulté d'obtenir des ressources pour la gestion, il est important d'éviter tout gaspillage dans des programmes de suivi inefficaces.

Le cadre présenté ci-dessus ne fournit pas une recette de programme de suivi. Il décrit en revanche une série d'étapes qui peuvent aider les planificateurs

de programmes de suivi à prendre des décisions adaptées à leurs besoins particuliers en connaissance de cause. Les différentes boucles de rétroaction permettent de réévaluer régulièrement l'adéquation d'un programme.

RÉFÉRENCES

- Bishop, D.N. 1983. *Statistics for biology*. Longman, Harlow, UK. 232 pp.
- Constable, A.J. 1991. The role of science in environmental protection. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 527-538.
- Finlayson, C.M. 1994. Monitoring ecological change in wetlands. In: G. Aubrecht, G. Dick and R.C. Prentice (eds.). *Monitoring Ecological Change in Wetlands of Middle Europe*. Stapfia 31, Linz, Austria and IWRB Special Publication 30, Slimbridge, UK. pp 163-180.
- Finlayson, C.M., G.E. Hollis & T.J. Davis (eds.). 1992. *Managing Mediterranean Wetlands and Their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. 285 pp.
- Furness, R.W., J.J.D. Greenwood & P.J. Jarvis. 1994. Can birds be used to monitor the environment? In: R.W. Furness & J.J.D. Greenwood (eds.). *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hall, London, UK. pp 1-14.
- Goldsmith, F.B. (ed.). 1991. *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman & Hall, London, UK. 275 pp.
- Green, R.H. 1984. Statistical and nonstatistical considerations for environmental monitoring studies. *Environmental Monitoring and Assessment* 4: 293-301.
- Hewett, C.N. 1986. *Methods of Environmental Data Analysis*. Chapman & Hall, London, UK. 309 pp.
- Maher, W.A., P.W. Cullen & R.H. Norris. 1994. Framework for designing sampling programs. *Environmental Monitoring and Assessment* 30: 139-162.
- Maher, W.A. & R.H. Norris. 1990. Water quality assessment programs in Australia: deciding what to measure, and how and where to use bioindicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 14: 115-130.
- Spellerberg, I.F. 1991. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 334 pp.

4 Identification d'indicateurs

Patrick Grillas



RÉSUMÉ

Les indicateurs sont des variables mesurables permettant de caractériser un écosystème. Le nombre de paramètres pouvant être utilisés dans le cadre d'un programme de suivi est considérable mais les différences de coût et d'efficacité (valeur indicative, détection rapide) entre indicateurs sont tout aussi grandes. La sélection des indicateurs constitue donc une étape cruciale de la planification d'un programme de suivi. L'identification d'une hypothèse claire et réfutable est un préliminaire indispensable au choix des indicateurs. Ceux-ci doivent permettre d'apporter une réponse au problème en cherchant le meilleur compromis entre clarté des informations, rapidité d'obtention, coûts et faisabilité.

Les indicateurs physiques sont probablement les plus adaptés à une alerte rapide parce qu'ils sont généralement les plus proches des processus pouvant endommager l'écosystème tels que la destruction d'une zone humide, l'eutrophisation, la pollution par des substances toxiques ou les modifications de régime hydrologique. Ils peuvent malheureusement être d'une utilisation coûteuse et leur impact sur les composantes biologiques de l'écosystème peut s'avérer difficile à évaluer. Les indicateurs biologiques seront utilisés à la fois pour leur intérêt propre et pour leur valeur indicative. Ils fournissent des informations sur l'impact de processus adverses sur les organismes vivants. Les espèces bioaccumulatrices peuvent constituer des outils moins coûteux pour évaluer la présence et la concentration de substances toxiques dans l'environnement. Les indicateurs biologiques présentent cependant également un certain nombre d'inconvénients, dont la mobilité et le délai et l'amortissement de la réponse.

Des indicateurs pour les zones humides méditerranéennes sont proposés ci-après pour des menaces spécifiques (destruction de l'écosystème, modifications du régime hydrologique, eutrophisation, pollution par des composés toxiques, exploitation nuisible). Ils ne peuvent bien évidemment pas être pertinents dans toutes les situations, mais l'objectif est plutôt de montrer comment sélectionner des indicateurs parmi l'ensemble des possibilités qui sont offertes.



4.1 Introduction

Le but ultime du suivi des zones humides consiste à évaluer les changements des caractéristiques écologiques (voir le chapitre 2 de ce document) pouvant intervenir dans ces écosystèmes (ces changements étant d'origine naturelle ou humaine, et résultant d'activités *in situ* ou *ex situ*) et à se doter des informations nécessaires pour établir des hypothèses sur les causes de ces changements (stress). Les effets des stress sur les écosystèmes s'expriment de manière différente aux divers niveaux de l'organisation (voir, par exemple, Odum 1985).

Les grandes étapes de l'établissement d'un programme de suivi sont présentées au chapitre 3 (Finlayson, dans ce document). Les objectifs du suivi sont établis à partir de Goldsmith (1991) et Keddy *et al.* (1993):

1. La définition claire de l'état "originel" ou "optimal" de l'écosystème;
2. L'identification des variables (indicateurs) témoignant de l'état de l'écosystème;
3. La détermination pour ces variables de seuils permettant de fixer les limites des conditions acceptables (c.à.d. séparant ce que l'on pourrait appeler un "bruit de fond environnemental" dû aux fluctuations naturelles, des changements écologiques d'origine humaine); et enfin
4. L'évaluation des résultats des activités de gestion.

Une fois que les objectifs du suivi ont été fixés, l'identification d'hypothèses réfutables relatives à l'évolution des caractéristiques écologiques d'une zone humide est cependant, comme le souligne le chapitre 3 (Finlayson, dans ce document), une étape très importante qui facilitera le choix des indicateurs.

Cette sélection au sein d'une gamme de variables considérable est probablement une des décisions majeures qu'il faut prendre lors de la planification d'un programme de suivi. Elle serait relativement facile à faire de manière rationnelle si l'on disposait de modèles prédictifs opérationnels pour les zones humides. Malheureusement nous ne savons pas quelles sont, dans un écosystème, les variables clés (variables d'état) décrivant sa qualité et le niveau de stress auquel il est soumis (Rapport *et al.* 1985).

La sélection des indicateurs est un compromis entre le "meilleur" programme de suivi que l'on pourrait planifier d'après ce que l'on connaît de l'écologie de l'écosystème visé (programme généralement beaucoup trop exigeant en temps et matériel) et ce que l'on peut

faire avec les ressources disponibles. Ce compromis est temporaire puisque les menaces pesant sur un écosystème et ses ressources peuvent évoluer et que les connaissances du fonctionnement de l'écosystème augmentent à mesure de la réalisation d'études et de l'accumulation de données. Les indicateurs doivent être choisis dans chaque site en fonction des objectifs du programme de suivi, du type de changement écologique, du type de zone humide, de considérations d'espace et de temps, et des informations et ressources disponibles.

Il ne s'agit pas d'une mesure isolée dans le processus de planification d'un programme de suivi; celui-ci, on l'a vu au chapitre 3 (voir la figure 3.1) doit être itératif et le choix des indicateurs dépend du résultat d'autres étapes. Il est ainsi essentiel de décider au préalable ce que l'on cherche à caractériser: biodiversité (y compris les effets de certaines espèces cibles), vitesse d'érosion, intensité de stress dû à certains polluants, etc. La définition d'objectifs précis est par conséquent primordiale dans le choix des indicateurs.

Ce chapitre cherche à établir certains principes pour le choix des indicateurs. Le nombre de situations envisageables (type de zone humide x type de changement écologique) et d'indicateurs potentiels est considérable et il ne serait pas possible de les présenter tous ici, encore moins de les examiner en détail. On peut cependant regrouper certains indicateurs en catégories s'appliquant à des situations particulières (c.à.d. à certains types de zones humides, de menaces, etc.). Un indicateur est d'autant plus utile qu'il est spécifique.

L'approche est pragmatique en ce sens que l'on a cherché à aider les utilisateurs, en particulier les gestionnaires de zones humides, à sélectionner leurs propres indicateurs en fonction de leurs besoins et de leurs ressources, et établi la liste des indicateurs ou groupes d'indicateurs importants dans les zones humides méditerranéennes. Si cette liste ne peut en aucun cas être considérée comme complète ni adaptée à toutes les situations, le processus de sélection quant à lui doit pouvoir s'appliquer. Il s'appuie sur l'analyse fonctionnelle de l'écosystème et reste basé sur l'hypothèse que si la qualité de l'habitat est maintenue, les espèces qui l'utilisent et la diversité biologique seront préservées. Dans la plupart des cas, il faudra d'abord choisir les indicateurs pour caractériser les facteurs écologiques clés contrôlant la structure de l'habitat et la production. Dans les zones humides méditerranéennes, les niveaux d'eau, les quantités d'éléments nutritifs et la salinité sont les facteurs écologiques les plus importants contrôlant la composition en espèces, la structure, la diversité et la production des communautés végétales et, par conséquent l'utilisation qui en est faite par la faune sauvage et les populations humaines.



4.2 Qu'est-ce qu'un indicateur?

Les *indicateurs* sont des variables mesurables représentant des caractéristiques supposées fondamentales d'un écosystème (zone humide), dont la mesure permet de vérifier la conformité avec un certain objectif environnemental. Kushlan (1993a) suggère que la base théorique des indicateurs relève de la théorie générale des systèmes (Von Bertalanffy 1968, Odum 1983) stipulant que l'on peut prévoir l'état d'un système (y compris d'un écosystème) d'après le niveau des variables d'état et les processus les reliant. On peut distinguer trois catégories de variables dans un écosystème (Noss 1990) soumis à un stress: variables de composition, de structure et de fonctionnement. Les indicateurs permettent de mesurer des caractéristiques de fonctionnement, de structure ou de composition du système, quelle que soit l'échelle considérée:

- les indicateurs de composition d'un écosystème portent sur les types de paysage, les communautés, les populations, les espèces, les éléments infraspécifiques;
- les indicateurs de structure décrivent l'assemblage physique des éléments du système: paysage, habitats, espèces, populations, variations génétiques, etc.;
- les indicateurs de fonctionnement décrivent les processus intervenant dans l'écosystème: régime hydrologique, cycle des éléments nutritifs, interactions entre espèces, flux génétique, flux de matières, etc.

Les variables physiques comme biologiques peuvent constituer des indicateurs intéressants. Une pléthore d'indicateurs est ainsi disponible et beaucoup ont été utilisés pour le suivi d'écosystèmes, du niveau infracellulaire à celui du paysage. La quasi-totalité des variables ou espèces peuvent être des indicateurs de l'état d'un système/d'une zone humide mais la quantité d'informations fournies et leur coût peuvent cependant être très différents selon la variable/l'espèce considérée, la zone humide, le problème examiné, etc.

Bien que l'on y prête rarement l'attention suffisante, il est possible de trouver *ex-situ* des indicateurs peu coûteux et intéressants dans des agences gouvernementales et non gouvernementales, notamment en ce qui concerne la partie amont du site étudié (occupation des sols, données météorologiques, stations de pompage, projets d'irrigation et de drainage, installations industrielles, densités démographiques, etc.).

4.2.1 Indicateurs biologiques et physiques

Un programme de suivi peut inclure des variables non biologiques (niveaux d'eau, teneurs en éléments nutritifs et divers ions, température, radioactivité, etc.) et/ou biologiques (allant du niveau subcellulaire à celui de l'individu, de l'espèce, de la population, ou même de la communauté toute entière). L'utilisation concomitante de ces deux types de variables permet de tester des hypothèses quant aux causes des changements observés.

Indicateurs physiques

Les indicateurs physiques donnent des informations précises sur l'impact des mesures de gestion et sur les éventuelles causes de stress (superficie de la zone humide, mouvements d'eau, sédiments, substances polluantes, etc.). Quelques variables physiques sont généralement essentielles (indicateurs environnementaux clés) et parfois très faciles à mesurer (comme le niveau d'eau, la salinité, ou les solides en suspension). Les indicateurs physiques importants dans une zone humide sont liés aux cycles des éléments nutritifs et aux problèmes de pollution.

Beaucoup d'indicateurs physiques sont très spécifiques à des menaces particulières et doivent donc être choisis en fonction du type de zone humide et des menaces qui sont les plus à craindre (il serait extrêmement coûteux de suivre tous les polluants). Le dosage de certains polluants à de très basses concentrations peut être complexe et coûteux (métaux lourds par exemple). En outre, il ne suffit pas de connaître la teneur d'une substance polluante particulière dans une zone humide pour évaluer avec précision sa disponibilité et son impact sur les éléments biologiques du système.

Indicateurs biologiques

La gamme d'indicateurs biologiques pouvant être utilisés dans le cadre d'un programme de suivi est très large, allant du niveau du paysage à celui de la molécule, et le sujet est à l'origine d'un nombre considérable de publications. Outre leur valeur indicative, les bio-indicateurs peuvent avoir une valeur intrinsèque, comme objectifs de la gestion (valeur de conservation), comme nuisibles ou pour leur intérêt économique (ressource). Trois raisons peuvent ainsi inciter à suivre une espèce (Keddy 1991): (1) l'intérêt particulier de l'espèce pour sa rareté (par exemple, *Gentiana pneumonanthe* dans les zones humides méditerranéennes, ou le Pélican frisé *Pelecanus crispus*), (2) l'aspect indésirable de l'espèce (espèces exogènes souvent, comme *Ludwigia grandiflora*, ou



l'Erisma rousse *Oxyura jamaicensis*) ou (3) l'intérêt de l'espèce comme indicateur de conditions environnementales (comme les roseaux *Phragmites australis* qui témoignent des conditions hydrologiques et façonnent les habitats pour la faune sauvage). La répartition des espèces n'est pas uniforme mais répond plutôt à l'hétérogénéité des conditions physiques (climat, altitude, substrat, profondeur d'eau, etc.) et aux interactions entre espèces. Chaque espèce a des exigences particulières en matière d'environnement, relativement étroites ou au contraire plus larges (espèces ubiquistes). En écologie végétale, on utilise certaines espèces pour l'identification de communautés ou d'habitats. L'utilisation d'organismes biologiques comme indicateurs de l'état d'un écosystème exploite les informations que l'on peut tirer de la présence et de l'absence de certains organismes sur les conditions environnementales (celles-ci se situant à l'intérieur des limites tolérées par les organismes présents).

Pour être efficace dans un programme de suivi, un bio-indicateur doit avoir un certain nombre des attributs présentés dans l'encadré 4.1.

4.2.2 Indicateurs et accumulateurs

Un organisme peut témoigner d'un niveau de stress (pollution par exemple) de deux manières différentes: comme indicateur ou accumulateur.

Encadré 4.1 Attributs souhaitables pour les bio-indicateurs (Hellawell 1986)

1. Ils sont faciles à identifier – les incertitudes taxonomiques peuvent compliquer l'interprétation des données;
2. Ils sont faciles à échantillonner, c'est-à-dire sans qu'il y ait besoin de plusieurs opérateurs ni de matériel coûteux, et quantitatifs;
3. Ils ont une aire de répartition cosmopolite – l'absence d'espèces ayant des exigences écologiques très étroites et une aire de répartition limitée n'est pas forcément liée à la pollution, etc.;
4. Ils sont associés à d'abondantes données sur les exigences autoécologiques – ce qui aide considérablement l'analyse des résultats des enquêtes et la définition d'indices de pollution ou biotiques;
5. Ils revêtent une importance économique en tant que ressource ou nuisible; les espèces ayant un intérêt économique (poissons) ou considérées comme des nuisibles (certaines algues) présentent un intérêt intrinsèque;
6. Ils accumulent facilement les polluants – en particulier d'une manière reflétant les niveaux dans l'environnement puisque cela facilite la compréhension de leur répartition en fonction des niveaux de pollution;
7. Ils peuvent facilement être cultivés en laboratoire, ce qui permet également de relier les études expérimentales des réponses aux polluants avec les observations effectuées sur le terrain;
8. Ils présentent une faible variabilité, à la fois en termes de génétique et de rôle (niche) qu'ils occupent dans la communauté biologique.

Bio-indicateurs de présence

La présence d'une espèce particulière dans un habitat indique que le niveau de pollution y reste inférieur à la limite de tolérance pour cette espèce. On peut alors définir un indicateur sous forme d'indice de présence/absence fournissant une estimation très grossière du niveau de stress et ne pouvant déceler que des problèmes aigus. On a également mis au point des indicateurs plus sensibles de stress physiologique, portant sur des effets biologiques sublétaux (taux de croissance, taux de reproduction, morphogénèse, etc.).

Les informations fournies par un bio-indicateur varient largement en fonction du niveau d'organisation auquel il se trouve (voir l'encadré 4.2) et des effets du stress (Kushlan 1993a, 1993b; Hellawell 1986). Aux niveaux du paysage ou de l'écosystème, les indicateurs intègrent un grand nombre de considérations mais ne sont pas très efficaces pour donner une alerte rapide et ne permettent pas toujours de désigner le responsable du stress. On peut trouver des bio-indicateurs intéressants à un niveau inférieur à celui de l'organisme (niveau anatomique, physiologique ou moléculaire) et servant à donner une alerte rapide. Ils témoignent d'une exposition à un facteur de stress avant que l'on puisse déceler d'effet adverse au niveau de l'individu ou de la population (Huggett *et al.* 1992, Zakharov & Clarke 1993). Beaucoup

Encadré 4.2 Bio-indicateurs potentiels utilisables à divers niveaux d'organisation biologique dans les zones humides (d'après Kushlan 1993b)

Niveau	Type d'indicateur
1. Suborganisme	moléculaire, physiologique, his:opathologique, immuno:ogique, charge xénobiotique (tous niveaux taxonomiques; plantes, invertébrés, poissons, etc.)
2. Organisme	croissance, mort, comportement, études toxicologiques (DL50, par exemple, très utilisée pour les études toxicologiques sur les poissons)
3. Population	présence/absence, répartition, effectifs, succès de reproduction (tous niveaux taxonomiques)
4. Communauté	assemblage d'espèces, richesse spécifique, indices de diversité
5. Ecosystème	énergie et flux de matières, variables d'état



d'entre eux sont cependant difficiles à suivre pour un gestionnaire de zone humide (comme les modifications d'ADN, l'activité enzymatique, la production d'anticorps, etc.) et restent du domaine de la recherche plus que de celui des mesures de routine.

On a beaucoup utilisé la composition en espèces, leur diversité et leur abondance pour suivre les perturbations d'un écosystème et le retour aux conditions normales. Bien que les données soient habituellement disponibles pour certains groupes de végétaux ou d'animaux, il convient d'évaluer soigneusement leur sensibilité avant de les utiliser comme indicateurs. Un bon programme de suivi exige de faire appel à une gamme d'indicateurs à différents niveaux d'organisation (végétation, invertébrés, batraciens et poissons par exemple), avec un objectif commun et une procédure d'échantillonnage adéquate. Il est également nécessaire de pouvoir distinguer les effets respectifs du changement écologique de ceux des fluctuations environnementales (comme les fluctuations climatiques naturelles) ou des changements extérieurs (en particulier pour les organismes non sédentaires). L'agrégation d'un ensemble hétéroclite d'études de suivi d'effectifs ne peut en aucun cas constituer un véritable programme de suivi d'un écosystème.

Bio-indicateurs accumulateurs

Un organisme peut accumuler des substances dans ses tissus (rôle de bio-accumulateur) et donc témoigner de la concentration de telle ou telle substance dans l'environnement ou de son niveau d'exposition à cette substance. Les bio-accumulateurs sont très utiles dans le cas de substances qu'on ne trouve qu'à de très faibles concentrations dans l'environnement, où elles sont difficiles à déceler. Ils le sont également pour témoigner de pollutions ponctuelles soumettant les organismes à des pics irréguliers de substances toxiques (cas des métaux lourds par exemple). Les indicateurs bio-accumulateurs ont été utilisés en particulier pour suivre les pollutions par des métaux et pesticides, insecticides organochlorés notamment. Les exemples les plus connus chez les oiseaux concernent probablement l'impact des organochlorés sur le Faucon pèlerin *Falco peregrinus* (Moore & Ratcliffe 1965) et sur le Pélican brun *Pelecanus occidentalis* aux États-Unis (Jehl 1973).

Phillips (1977) et Hellawell (1986) ont décrit sept caractéristiques d'un bio-indicateur accumulateur idéal (voir l'encadré 4.3). On peut ajouter que celui-ci devrait également être assez grand pour fournir des tissus en quantités adéquates pour les analyses, sédentaire de manière à refléter les conditions locales et robuste pour survivre en laboratoire (Phillips 1977). Un tel indicateur idéal n'existe pas mais ces

Encadré 4.3 Attributs d'un indicateur bio-accumulateur idéal (d'après Hellawell 1986)

1. Il doit y avoir la même corrélation simple entre la teneur en résidus dans l'organisme et la concentration moyenne de polluant dans l'environnement (eau, sédiments, aliments) pour tous les individus de l'espèce utilisée comme indicateur, quels que soient le site et les conditions;
2. L'espèce devrait accumuler un polluant donné sans que le niveau maximum rencontré dans l'environnement n'entraîne sa mort;
3. L'espèce devrait être sédentaire afin d'être certain que les résultats se rapportent à la zone d'étude;
4. L'espèce devrait être abondante dans l'ensemble de la zone d'étude (et être de préférence largement répandue afin de faciliter les comparaisons entre sites);
5. L'espèce devrait avoir une bonne longévité afin de permettre l'échantillonnage de plusieurs classes d'âge et d'évaluer les effets à long terme;
6. L'espèce devrait être de grande taille afin de fournir suffisamment de tissus pour les analyses;
7. L'espèce devrait être facile à prélever et robuste pour survivre en laboratoire.

caractéristiques soulignent les problèmes auxquels on est confronté sur le terrain. Parmi les facteurs affectant la fiabilité des indicateurs figurent les modifications des taux d'accumulation et d'excrétion des substances polluantes, l'âge, la taille et la physiologie de l'espèce indicatrice, son niveau trophique, les variables environnementales affectant la solubilité et le taux d'absorption des substances, et les interférences entre substances (Hellawell 1986).

4.3 Choix des indicateurs

La première dichotomie concerne ici les objectifs d'un programme de suivi: portent-ils sur la superficie ou sur la qualité de la zone humide. Dans le premier cas, on s'intéresse principalement à des questions de perte et de transformation d'habitat (superficie de la zone humide et des différents habitats), qu'elles soient d'origine humaine ou naturelle. À l'opposé, les problèmes liés aux caractéristiques biologiques, physiques et chimiques de l'écosystème concernent la qualité de la zone humide.

Les changements des caractéristiques écologique d'une zone humide et, par suite, leurs indicateurs, peuvent être très divers. Les changements écologiques peuvent être dus: (1) à l'impact des activités de gestion (en cas de succès d'un plan de restauration ou de gestion par exemple); (2) à des menaces extérieures, plus ou moins localisées (comme les problèmes de pollution, d'extraction d'eau, etc.); ou (3) à des tendances extérieures généralisées (climatiques par exemple).



Dans tous les cas, les objectifs du programme de suivi consisteront à mettre ces changements en évidence le plus tôt possible (ce qui nécessite d'avoir des données de référence ou un témoin), à en évaluer l'ampleur, à en déterminer les causes et, finalement, à identifier les mesures qui permettront de bloquer ou de renverser les tendances.

Il est relativement facile d'identifier les indicateurs à choisir lorsque le suivi porte sur l'impact d'activités de gestion. Ils doivent se rapporter le plus étroitement possibles aux changements physiques ou biologiques dus à la gestion et concerner les différents compartiments de l'écosystème (abiotique, végétal et animal) aux divers niveaux d'organisation. Les changements les plus fréquemment introduits par les activités de gestion concernent le régime hydrologique (durée, période d'inondation, hauteur d'eau), le pâturage (interdiction, introduction, changements de la pression de pâturage, espèces ou races), le prélèvement de végétaux ou d'animaux, les perturbations, etc.

Bien que les changements écologiques et les menaces extérieures puissent être très divers, certains types sont beaucoup plus fréquents que d'autres. Outre la destruction et les modifications physiques drastiques, qui sont traitées dans la section suivante, les changements les plus fréquents et les plus importants qui menacent les zones humides méditerranéennes sont: (1) les modifications du régime hydrologique; (2) l'eutrophisation; (3) la pollution par des éléments non biologiques; (4) la surexploitation des ressources naturelles (pâturage, chasse, pêche, récolte des roseaux pour constructions, etc.); et (5) l'introduction d'espèces exogènes.

Indices biotiques

Par sa présence, chaque espèce fournit un élément d'information sur la situation écologique d'une zone humide donnée et sur le niveau de stress auquel est soumis l'écosystème. Ces informations sont difficiles à analyser et interpréter lorsqu'il y a beaucoup d'espèces et que l'on considère des séries de données. L'objectif des indices biotiques est de résumer les informations apportées par une liste d'espèces ou des données d'abondance relative ou absolue des espèces rencontrées. Ces indices peuvent être basés sur les effectifs de certains taxons, sur la structure (abondance et diversité d'espèces) des assemblages d'espèces (phytoplancton, invertébrés, etc.) ou comparer différents assemblages d'espèces ou communautés. Les indices calculés sur les effectifs de certaines espèces sont particulièrement utiles pour suivre l'eutrophisation, alors que les indices de structure sont employés pour évaluer le niveau de stress auquel est soumis un écosystème en mesurant les écarts par

rapport à une structure théorique (voir, par exemple, Fisher *et al.*, 1943, Preston 1948, MacArthur 1957). Un gestionnaire de zone humide peut établir un programme de suivi basé sur des indices biotiques qui permettront de faire une évaluation globale du stress auquel est soumis l'écosystème. Ces indicateurs doivent être identifiés à un niveau relativement élevé d'organisation (population, communauté, écosystème) et ne permettront par conséquent pas de donner une alerte rapide. Il faudra être très attentif aux traitements statistiques que l'on applique aux indices.

Les sections suivantes présentent différents paramètres pouvant servir d'indicateurs, regroupés par type de changement, avec une brève description et quelques commentaires relatifs à leurs avantages et inconvénients. Ces paramètres ont été soulignés dans le texte.

4.3.1 Changements de superficie d'une zone humide

Le suivi de l'évolution de la superficie des zones humides, à la baisse ou à la hausse, exige au préalable une définition claire et opérationnelle de l'écosystème étudié. La définition elle-même n'affecte pas le processus, à condition qu'elle n'évolue pas avec le temps et qu'elle permette de délimiter la zone humide. Ce type de suivi peut faire appel à des inventaires répétés, avec représentation cartographique, tous les 5 à 10 ans sur les mêmes sites (voir Méthodologie MedWet pour l'inventaire des zones humides, in Costa *et al.* 1996). Toutefois, les objectifs du programme de suivi visent plus à évaluer les changements qu'à faire un inventaire complet de l'écosystème et on peut donc utiliser un nombre inférieur d'indicateurs.

Un certain nombre d'indicateurs peut être utilisés à différents niveaux:

- la **liste des différents habitats** d'une zone humide (marais temporaires, lagunes, prairies inondées, etc.) peut constituer un indicateur de composition. De telles listes d'habitats figurent dans le Système de description des habitats proposé par MedWet (Farinha *et al.* 1996) ou dans la classification CORINE des biotopes de l'Union européenne (Commission des Communautés européennes 1991, Devillers & Devillers-Terschuren 1993). Les indicateurs de composition ne fournissent aucune information sur les changements quantitatifs de superficie de la zone humide;
- l'**hétérogénéité des habitats**, la **superficie par habitat**, la **fragmentation** ou la **longueur d'un cours d'eau** ne sont que quelques uns des multiples indicateurs possibles de la structure du site;



- l'analyse de la **tendance** révèle la vitesse de diminution ou d'augmentation de la superficie de la zone humide. Celui-ci peut être étudié dans le temps (par exemple, Frayer *et al.* 1983a, Hollis 1992) et/ou comparé avec les informations disponibles pour d'autres régions, ou avec d'autres tendances (concernant, par exemple, les superficies cultivées: Lemaire *et al.* 1987, Baldock 1989).

Outre les indicateurs immédiats tels que ceux qui sont mentionnés ci-dessus, il convient de choisir aussi des indicateurs *ex-situ* ou à des niveaux d'organisation différents afin de comprendre les causes de la destruction des zones humides. Ceux-ci pourront varier en fonction des situations, les causes de changement et par conséquent les éventuels indicateurs pouvant être l'occupation des sols dans la zone humide et/ou dans le bassin versant, la canalisation des cours d'eau, l'endiguement, le taux d'érosion/d'accrétion, le taux de subsidence, etc.

À l'échelle nationale ou régionale, il n'est généralement pas possible d'effectuer des inventaires complets des zones humides à une fréquence suffisante (tous les 5 à 10 ans). Les enquêtes à intervalles réguliers sur des sites choisis ne peuvent pas être représentatives de la superficie entière (sélection des sites: on choisit généralement les grands sites, ainsi que ceux qui revêtent une importance particulière pour des espèces emblématiques comme certains oiseaux, etc.) et ne se prêtent pas à une analyse statistique des tendances (les échantillons ne sont pas indépendants). Le suivi doit donc être basé sur un protocole comportant un échantillonnage aléatoire (stratifié) des zones humides (Frayer *et al.* 1983a & b, Ernst *et al.* 1995). Les enquêtes répétitives exigent au préalable une définition claire et pratique des sites permettant une délimitation homogène par les techniciens de terrain, ainsi qu'un système de classification standardisé.

La télédétection par photographies aériennes (ballons, avions, ultra-légers motorisés, etc.) ou images satellitaires constitue le principal outil pour suivre la destruction des zones humides. Les photographies aériennes aux infrarouges (à une échelle d'environ 1:20000) semblent les plus adaptées à la délimitation et aux programmes de suivis (Anonymous 1992, Taylor *et al.* 1995). Les images satellitaires sont utiles pour les grandes superficies, quand il n'est pas possible d'avoir des photographies aériennes et/ou lorsqu'il n'est pas nécessaire d'avoir une résolution extrêmement précise. L'utilisation de radars en est encore au stade expérimental mais pourrait à l'avenir, conjointement avec des capteurs optiques, améliorer les résultats obtenus grâce aux données satellitaires (Holmes 1992). Les informations devraient si possible être regroupées

dans un système d'information géographique (SIG), technique particulièrement adaptée au stockage de grandes quantités de données à différentes échelles géographiques et permettant des analyses croisées (Cluis 1992). Les analyses porteront sur les séries temporelles, les statistiques spatiales, etc.

4.3.2 Modifications du régime hydrologique

Dans la plupart des cas, les changements de régime hydrologique ont une origine humaine et concernent une réduction du niveau d'eau, de la durée d'inondation, etc., due à une surexploitation des ressources dans la zone humide même ou en amont (voir le chapitre 2 de ce document). Inversement, les activités de gestion peuvent permettre d'augmenter le niveau d'eau ou la durée d'inondation dans une zone humide ou de modifier la périodicité ou l'amplitude des variations de niveaux d'eau, comme au lac Kerkini, Grèce (Crivelli *et al.* 1995), ou en Camargue, France (Tamisier & Grillas 1994). Les mesures de gestion de l'eau, comme le détournement d'eau douce au lac Ichkeul, Tunisie, peuvent parfois induire des changements de salinité sans grande modification de niveau, lorsque celui-ci dépend en partie du niveau de la mer.

Les changements de régime hydrologique peuvent aussi être dus à des processus naturels. L'assèchement des écosystèmes aquatiques (élévation du niveau du sol par accumulation de matière organique) est un processus lent mais qui est accéléré par l'eutrophisation. L'abaissement des lacs karstiques, comme à Megali Prespa, à l'ouest de la Grèce, constitue un autre exemple de processus naturel, dû ici à des raisons géologiques.

Dans tous les cas, il convient d'être très attentif à distinguer les changements d'origine naturelle de ceux dus à l'homme (activités de gestion), et les fluctuations des tendances. Les très fortes fluctuations de précipitations caractéristiques de la région méditerranéenne modifient profondément le régime hydrologique des zones humides qu'il y ait ou non interférence humaine. À une autre échelle de temps, le changement climatique et l'élévation du niveau des mers pourraient modifier les conditions hydrologiques actuelles. Il est essentiel de connaître l'ampleur des fluctuations naturelles avant de chercher à évaluer d'éventuels changements.

Les indicateurs de changements de régime hydrologique d'une zone humide sont assez évidents. Sur le site même, il convient de mesurer le niveau d'eau et les volumes arrivant dans l'écosystème (précipitations, cours d'eau, canaux, etc.) ou, en ce qui concerne les fleuves, le débit ou la hauteur d'eau. Un



programme de suivi devrait au minimum comporter une mesure directe des **niveaux des eaux de surface et souterraines**. Facteur écologique fondamental à la base de la répartition des habitats et des espèces, le niveau des eaux de surface doit être suivi dans toutes les zones humides. L'absence de telles données, relativement fréquente, gêne l'évaluation écologique. On peut souvent obtenir *ex situ* et/ou *in situ* des données utiles auprès des agences responsables des fleuves, des lacs ou d'autres types de zones humides. Les niveaux d'eau des barrages et des fleuves sont généralement mesurés quotidiennement sur de longues périodes et donnent de précieuses informations sur les changements en amont.

Le calcul du **bilan hydrologique** (quantités d'eau entrant et sortant des zones humides) permet de mieux comprendre les causes des changements (ou au moins d'établir des hypothèses). Les principales sources d'eau sont généralement les précipitations, les cours d'eau, les canaux ou les eaux souterraines (voir Mitsch & Gosselink 1993). Ces variables peuvent être mesurées très facilement à des coûts très modestes tant que du personnel reste affecté sur place. Les systèmes d'enregistrement automatique des données améliorent l'efficacité si les ressources le permettent.

Les mesures de **salinité** (ou de son équivalent: la **conductivité électrique**) des eaux de surface et souterraines donnent d'autres informations pertinentes dans les zones humides côtières et endoréiques où les mouvements d'eau ont des effets de concentration ou de dilution. Lorsque l'eau baisse dans un marais, les mesures de salinité permettent d'estimer les pertes par évapotranspiration ou infiltration. De même, la salinité des lagunes constitue un indicateur du bilan hydrologique des différents compartiments (précipitations, mer, fleuves, etc.) et donc des processus hydrologiques. Dans certains cas, la **température de l'eau** peut être un indicateur des changements de régime hydrologique, par exemple dans des zones humides alimentées par des sources d'une température très différente de celle des eaux de surface.

Certaines espèces de plantes, d'invertébrés ou de poissons peuvent constituer des bio-indicateurs du régime hydrologique des zones humides. On ne peut cependant les recommander dans le cadre d'un programme de suivi parce que les mesures directes des conditions physiques sont plus faciles et moins coûteuses et fournissent plus d'informations sur le régime hydrologique de l'écosystème. Leur utilisation devrait être limitée aux sites où il est impossible de mettre en place un suivi continu. Une espèce végétale unique ne constitue probablement pas un bon indicateur, mais le **rapport entre les espèces annuelles et pérennes** témoigne de l'intensité d'un stress. De même, les **nombres relatifs d'espèces**

végétales aquatiques, amphibiens et terrestres donnent des indications sur les conditions hydrologiques prévalantes. La **présence d'espèces remarquables d'invertébrés de grande taille** (phyllopoètes) ou de **zooplancton** est caractéristique de marais temporaires isolés sans relation avec des sites plus importants abritant des poissons (Pont *et al.* 1991). A l'opposé, la **présence de poissons** peut être un indicateur de la permanence d'eau tout au long de l'année ou d'une connexion temporaire ou permanente entre étendues d'eau, lagunes, mer et/ou cours d'eau par exemple.

4.3.3 Changements de la qualité de l'eau: eutrophisation

L'azote et le phosphore sont les principaux polluants naturels qui menacent les zones humides et ils favorisent tous deux la tendance naturelle à l'eutrophisation. Durant la première phase de ce processus, on assiste à une augmentation de la production primaire (végétale) des plantes enracinées, flottantes ou planctoniques. L'hyper-eutrophisation est caractérisée par d'intenses proliférations d'algues responsables de la destruction de la végétation enracinée, souvent suivie d'une baisse de la teneur en oxygène dans la colonne d'eau et dans les sédiments lors de la mort des importantes biomasses d'algues. Ce manque d'oxygène entraîne rapidement une élimination plus ou moins totale des formes de vie animales dans l'ensemble ou une partie au moins de la zone humide (les poissons peuvent éventuellement s'échapper mais les invertébrés benthiques peu mobiles meurent). Les conséquences de l'eutrophisation, et donc les indicateurs qu'il faudra choisir, dépendent du type de zone humide concerné, de l'origine de la pollution et des conditions locales. Des caractéristiques communes méritent cependant d'être signalées et on soulignera les différences en temps voulu.

Le meilleur moyen de mesurer l'eutrophisation consiste à établir le **bilan des éléments nutritifs** (quantités entrant dans la zone humide et en sortant) et à mesurer les quantités et les mouvements d'azote et de phosphore dans et entre les différents compartiments (eau, sédiments oxydés, sédiments sans oxygène (réduits), plantes, etc.). Les plus importantes sources d'éléments nutritifs sont les cours d'eau, les sources ponctuelles (telles que le débordement d'une station d'épuration d'eau) et les sources non ponctuelles agricoles et urbaines. Les autres sources sont généralement plus bénignes (contamination atmosphérique, eaux souterraines) mais leur importance potentielle devra être évaluée au niveau local. Les teneurs relatives en azote et phosphore et leurs formes chimiques (NH_3 , NO_3 , NO_2 , PO_4) varient en fonction de la source de pollution. Le bilan des éléments nutritifs est complexe et ne peut

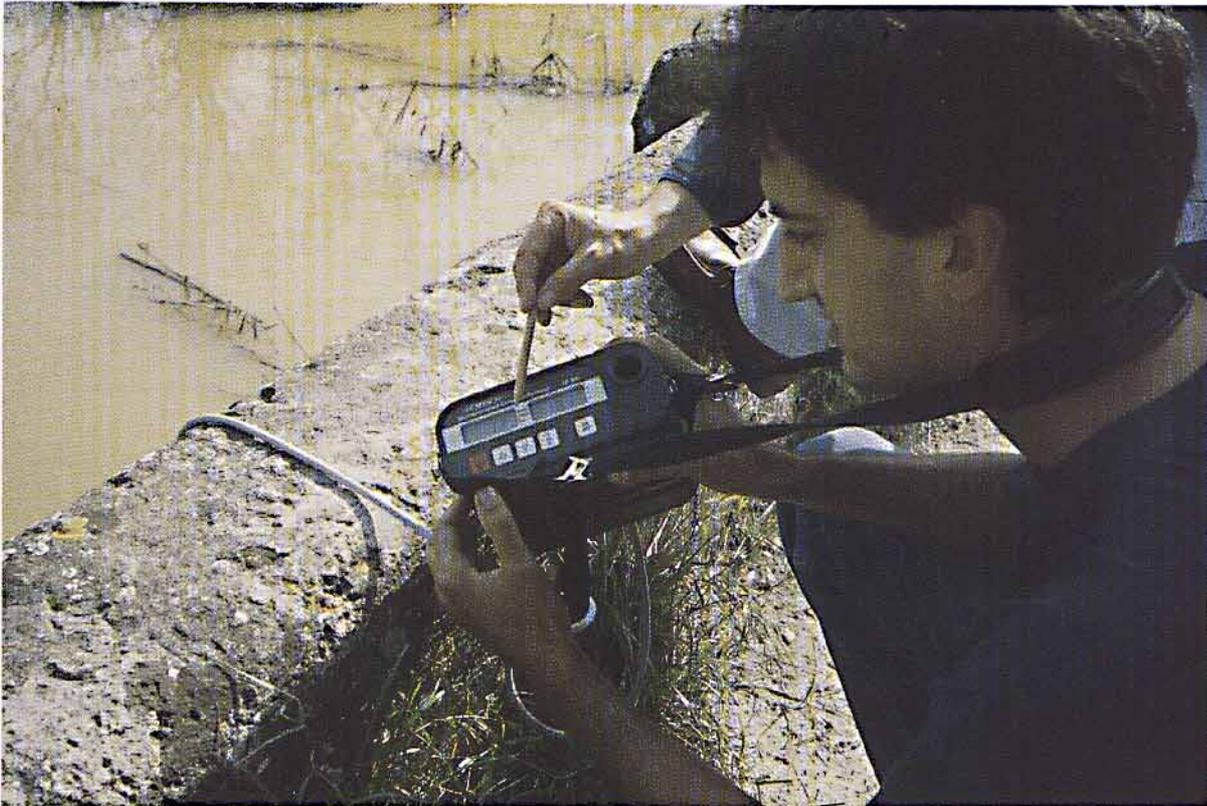


Photo 4.1 La salinité de l'eau peut être mesurée au moyen d'un conductimètre électronique. (Nick Ricciardi)

généralement pas être établi grâce à un seul programme de suivi, mais il sera possible, dans certains cas, de suivre de manière plus intensive un nombre limité de sources responsables de la majorité des apports d'éléments nutritifs.

Eléments nutritifs dans l'eau

Dans les lacs profonds et les rivières, les **teneurs en éléments nutritifs de l'eau** constituent de bons indicateurs du niveau trophique. Dans les lacs profonds, on peut généralement trouver une corrélation entre la biomasse phytoplanctonique et la concentration en ortho-P (voir, par exemple, Vollenweider 1968, Pourriot & Meybeck 1995). A l'opposé, les teneurs en éléments nutritifs de l'eau ne sont pas de bons indicateurs du niveau trophique des lagunes côtières, des marais et des lacs peu profonds parce que, d'une part ces éléments sont pour l'essentiel généralement stockés dans les sédiments, d'autre part ces concentrations peuvent changer rapidement dans la colonne d'eau en raison de l'assimilation par les végétaux et des échanges avec les sédiments (remise en suspension de sédiments sous l'influence du vent, passage de phosphore des sédiments vers la colonne d'eau du fait d'une diminution du potentiel rédox des sédiments, etc.). En revanche, les teneurs en éléments nutritifs de l'eau pénétrant dans une zone humide sont

des variables essentielles pour établir un bilan. Les mesures doivent être effectuées sur un cycle de 12 mois, leur fréquence pouvant à terme être réduite lorsque l'on aura une bonne connaissance du modèle saisonnier. Les concentrations en nitrates atteignent généralement un maximum en hiver, probablement en raison d'une diminution des taux de photosynthèse et de dénitrification.

Indicateurs dans les sédiments

Les **teneurs en éléments nutritifs des sédiments** constituent de bons indicateurs des quantités totales stockées (et à terme disponibles pour la production végétale) dans les marais, lagunes et lacs peu profonds. Le **phosphore total** et l'**azote total**, essentiellement impliqués dans l'eutrophisation anthropogène, sont les indicateurs les plus utilisés. Les variations saisonnières sont moins nettes dans les sédiments que dans l'eau et on ne peut proposer de modèle valable pour différents sites (Laporte 1979, Sfriso *et al.* 1988 pour des lagunes) et éléments.

La profondeur des sédiments concernés est importante et doit être clairement indiquée, les profils d'éléments nutritifs dans les sédiments variant beaucoup d'un site à l'autre et même dans certains cas d'une saison à l'autre. La profondeur des sédiments analysés devra



être choisie en fonction des objectifs et des problèmes étudiés. L'enracinement des plantes submergées reste généralement superficiel et une profondeur de 10 cm est suffisante pour les analyses. Une profondeur plus importante pourra être nécessaire pour des plantes amphibies de grande taille (comme les *Phragmites*) et il pourra être utile de prélever des échantillons jusqu'à une profondeur de 0,5 m et même plus. Dans le cas de grandes profondeurs, il est préférable de prélever des échantillons à différentes profondeurs plutôt que de mélanger l'ensemble du profil. Une telle répétition des analyses peut fournir des informations supplémentaires sur les processus liés à l'accumulation des éléments nutritifs ou aux cycles biogéochimiques. En superficie, les sédiments peuvent être relativement pauvres du fait des échanges avec la colonne d'eau et de l'assimilation par les plantes ou, à l'inverse, particulièrement riches suite à une récente augmentation de la charge en éléments nutritifs. Les **profils des éléments nutritifs** des sédiments peuvent constituer un indicateur du taux d'eutrophisation dans le temps.

Le **potentiel rédox** est un indicateur de la quantité de matières organiques et des processus de dégradation dans les sédiments. Sa valeur dépend d'un certain nombre de réactions biogéochimiques complexes et témoigne de la disponibilité de l'oxygène et des modifications chimiques associées dans les sédiments. Les faibles valeurs ($< -0,2V$ à pH 7, Brooking 1988) dans des sédiments d'origine marine indiquent la présence de composés toxiques (Fe^{2+} , S^{2-}) pour les végétaux (Koch & Mendelsohn 1989; Van Wijck *et al.* 1992). Les potentiels rédox varient peu dans l'année mais dépendent de la vitesse d'écoulement de l'eau et de la granulométrie des sédiments (cette dernière étant liée au lieu de prélèvement au sein de la lagune et fonction de la circulation de l'eau, des sources d'éléments nutritifs et des sites préférentiels de sédimentation). Ils varient également avec la profondeur, le modèle changeant avec la situation trophique (CEMAGREF-IARE 1994).

Indicateurs dans la colonne d'eau

La baisse de **transparence de l'eau** est souvent un effet secondaire de l'eutrophisation résultant de l'atténuation lumineuse due à la présence d'algues et/ou de fines particules. Dans les lagunes côtières, les baies et les estuaires, la présence de lumière est le principal facteur de distribution et d'abondance des macrophytes aquatiques submergées enracinées (Zimmerman *et al.* 1994). Une méthode très simple pour évaluer l'atténuation lumineuse consiste à mesurer la profondeur d'eau à laquelle un observateur à la surface perd de vue un disque standard noir et blanc (disque de Secchi). On obtient ainsi une estimation de la profondeur à laquelle la lumière est

suffisante pour assurer la croissance des plantes submergées enracinées. Les mesures doivent être répétées fréquemment, les résultats étant sensibles à des facteurs très dynamiques comme l'abondance de phytoplancton et de solides en suspension. On peut effectuer des mesures plus sophistiquées et plus précises de la transparence de l'eau avec des capteurs lumineux permettant d'obtenir des profils d'atténuation lumineuse de l'eau et même un bilan radiatif continu (si l'on dispose d'un enregistreur de données).

La **teneur en oxygène** et le **pH** constituent de bons indicateurs de la production primaire s'ils sont enregistrés sur un cycle de 24 heures. Une forte production entraîne une augmentation de la teneur en oxygène et du pH vers le milieu de la journée; une importante biomasse végétale conduit à une forte baisse de la teneur en oxygène durant la nuit.

Microphytes

Les **algues planctoniques, épiphytes et benthiques** sont utiles comme indicateurs dans les études portant sur l'eutrophisation (voir une étude dans Hellawell 1986, Shortreed *et al.* 1984, Cattaneo 1987). Parmi les autres indicateurs importants figurent la **densité** (nombre de cellules/ml), la **structure de taille**, la **biomasse (chlorophylle)**, la **production**, la **composition spécifique** et la **diversité des espèces** (abondance relative des différents groupes), qui dépendent des teneurs en éléments nutritifs, de la circulation d'eau, de la salinité, etc. La grande variabilité, dans le temps et dans l'espace, de la biomasse et de la production fait qu'il est difficile d'établir une référence et qu'il est nécessaire de prévoir une fréquence d'échantillonnage très élevée (hebdomadaire) et un grand nombre de sites (CEMAGREF-IARE 1994).

La **densité**, la **biomasse**, la **quantité de chlorophylle**, la **composition spécifique** et la **diversité** des communautés du phytoplancton ou du périphyton constituent des bio-indicateurs du niveau trophique des lacs, lagunes et cours d'eau. Il est difficile de mettre en place un échantillonnage quantitatif standardisé d'algues benthiques et épiphytes (Cattaneo *et al.* 1995) et il faut en outre recourir à des substrats artificiels (lames de verre par exemple, voir Hellawell 1986). La rémanence du squelette siliceux (frustule) des diatomées dans les sédiments permet d'analyser la composition en espèces sur de longues périodes (Stevenson & Battarbee 1991, méthode utilisée à Ichkeul, Prespa, etc.). Dans les lagunes, il n'est pas toujours facile de déterminer les causes des changements de la composition en espèces du phytoplancton, l'apport d'éléments nutritifs et les entrées d'eau douce ayant tous deux des effets



marqués sur la composition spécifique et se produisant souvent simultanément.

L'utilisation de ces bio-indicateurs exige une grande expertise en taxonomie et demande beaucoup de temps (comptage des cellules).

Macrophytes

A l'opposé, les macrophytes (angiospermes et macroalgues) sont faciles à identifier, sont beaucoup moins sujettes à des variations à court terme et constituent de bons indicateurs de l'hydrodynamique et des conditions de substrat et de lumière (turbidité) (CEMAGREF-IARE 1994), notamment pour les cours d'eau (Haslam 1982, Klosowski 1985, Haslam 1987, Carbenier *et al.* 1990). La réaction des macrophytes aux conditions écologiques dans les rivières et fleuves méditerranéens est cependant mal connue (Ferrer & Comin 1979, Romero & Onaindía 1995) et il est indispensable de se constituer des références régionales intégrant des données sur la pente, la vitesse du courant et la géologie.

La **composition spécifique**, la **diversité** et la **production** (ou la biomasse) des différentes espèces et groupes de macrophytes sont affectées par l'eutrophisation. L'interprétation des résultats exige beaucoup de prudence car une augmentation de la biomasse de macrophytes enracinées peut être due à un effet saisonnier ou à une élévation des apports en éléments nutritifs (stade précoce) ou encore témoigner d'une récupération après un stade d'eutrophisation plus sévère.

L'eutrophisation a des conséquences directes et indirectes sur la pénétration de la lumière et sur le substrat (sédimentation de matières organiques) et, par suite, sur les macrophytes. La **profondeur maximale de colonisation** par les macrophytes submergées enracinées (différente pour chaque espèce) est liée à la pénétration de la lumière et constitue un indicateur du bilan radiatif au fond des lacs, des lagunes et de la mer pendant la saison de croissance. Cette variable est non seulement sensible à l'eutrophisation mais change également dans le temps avec la profondeur d'eau ou tout autre facteur modifiant la transparence de l'eau (solides en suspension, salinité, densité d'organismes filtrants tels que moules et huîtres, etc.).

Dans les lagunes, les macrophytes enracinées (*Angiospermae*: *Cymodocea*, *Zostera*, *Potamogeton*, etc.) disparaissent en premier pendant le processus d'eutrophisation; elles sont remplacées par des *Rhodophyceae* qui cèdent elles-mêmes la place ensuite à des *Chlorophyceae*. Les espèces les plus nitrophiles de ce dernier groupe dominant (*Enteromorpha*, *Ulva*). A

des salinités plus faibles, *Ruppia* et *Potamogeton pectinatus* sont les plus tolérantes à l'eutrophisation. La **biomasse** et la **fréquence des différents groupes** (*Angiospermae*, *Rhodophyceae*, *Chlorophyceae*) peuvent fournir d'intéressants indicateurs. Les stades avancés d'eutrophisation dans les lacs, cours d'eau, lagunes et baies marines peu profondes sont souvent caractérisés par une **couverture dense d'algues macroscopiques flottantes**.

Dans les lacs et autres zones humides d'eau douce, l'eutrophisation favorise les espèces à grand développement (accès à la lumière: plantes émergentes ou à feuilles flottantes) ainsi que les espèces submergées ayant de faibles exigences en lumière (comme *Ceratophyllum*).

Macro-invertébrés

Les macro-invertébrés forment un groupe d'espèces largement utilisées dans les programmes d'étude et de suivi des pollutions, notamment dans les cours d'eau pour lesquels un certain nombre d'indices ont été proposés (pour un examen d'ensemble, voir, par exemple, Hellawell 1986, Spellerberg 1991, Pourriot & Meybeck 1995). Les **chironomides** et les **mollusques** ont été considérablement utilisés pour la classification des niveaux trophiques des lacs. Le nombre d'espèces est très important, ce qui offre par conséquent une grande diversité d'indicateurs et de réponses mais augmente également les difficultés taxonomiques pour certains groupes (larves de chironomides par exemple). La grande variabilité dans l'espace et dans le temps oblige à multiplier les échantillons et allonge les délais d'analyse. Ces difficultés peuvent être partiellement surmontées au moyen de techniques appropriées (analyse au niveau des familles, stratégie d'échantillonnage), améliorant le rapport coût-avantages de l'analyse. Dans les lagunes, la répartition et l'abondance des espèces/groupe sont liées à la salinité, aux fluctuations de température, aux mouvements d'eau et au dépôt de matières organiques (voir par exemple Guelorget & Perthuisot 1984, Whitlatch 1981). Dans ces écosystèmes, les macro-invertébrés sont soumis à de nombreux stress, ce qui complique l'identification de symptômes consécutifs à un stress supplémentaire (effets de la pollution, par exemple). En mer en revanche, les conditions physiques sont stables et un plus grand nombre de macro-invertébrés constituent de bons bio-indicateurs du niveau de pollution, y compris des espèces d'alerte rapide (Bellan 1976, 1991; Salen-Picard 1993) si l'on dispose de données de référence (voir par exemple, Peres & Picard 1958, 1964). Diverses méthodologies ont été proposées pour identifier, de manière rigoureuse, de bons indicateurs dans différentes régions (voir par exemple, Gray & Pearson 1982).

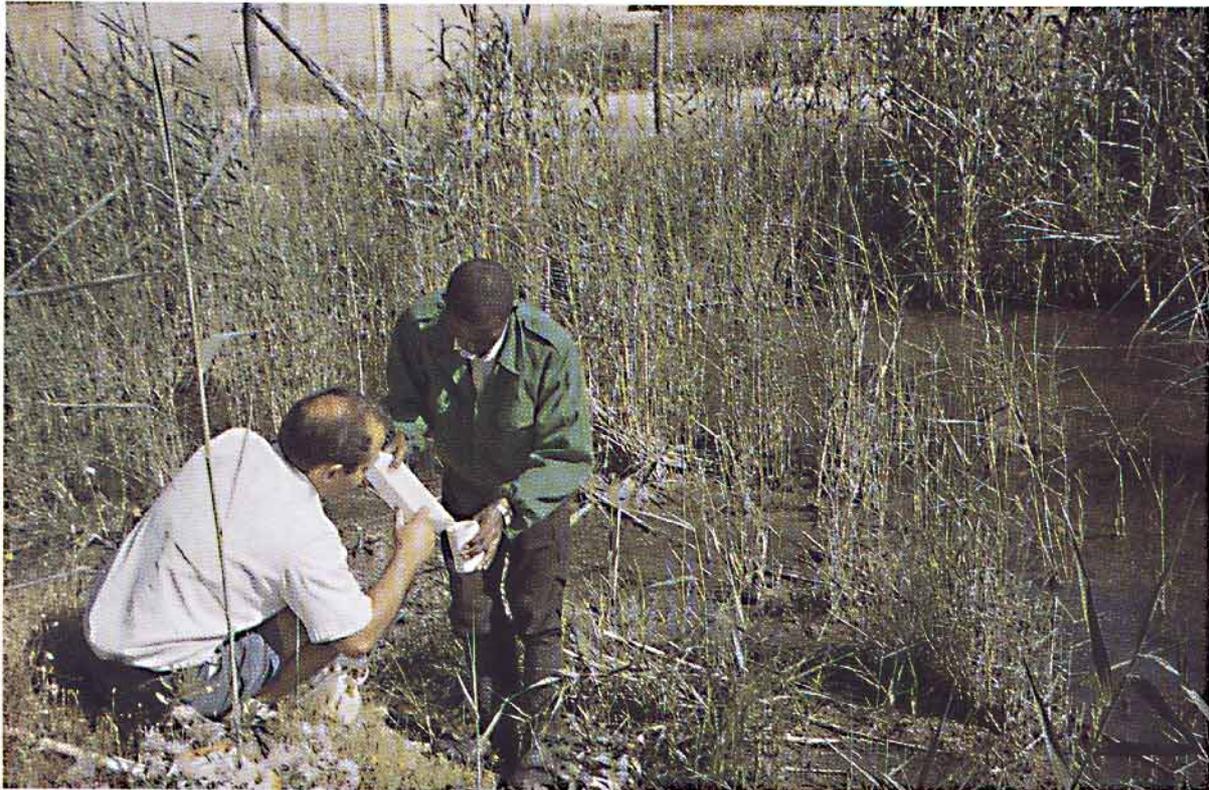


Photo 4.2 Échantillonnage d'invertébrés aquatiques servant d'indicateurs de la qualité de l'eau. (Nick Riddiford)

Vertébrés

Les **vertébrés** sont généralement de piètres indicateurs des conditions trophiques d'une zone humide. Bien qu'ils soient sensibles aux pollutions, ils ne témoignent que tardivement des pollutions organiques. En outre, du fait de leur grande mobilité, ils ont tendance à s'échapper (dans les systèmes ouverts comme les lagunes) quand les conditions se dégradent. La **composition en espèces des communautés de poissons** peut cependant être un indicateur du niveau trophique des lacs, cours d'eau et lagunes (Crivelli 1992).

4.3.4 Changements de la qualité de l'eau: pollution par des substances toxiques

Les substances toxiques aboutissant dans les zones humides sont essentiellement des produits (ou les résidus de ces produits) fabriqués pour une utilisation agricole ou pour la lutte contre les moustiques, tels que les pesticides, et des sous-produits d'un ensemble d'activités industrielles. Les substances toxiques produites par l'homme ont considérablement changé avec le temps et les milliers de produits chimiques que l'on fabrique aujourd'hui peuvent tôt ou tard aboutir dans des

zones humides (Hellowell 1986). Parmi les principales substances d'origine non biologique polluant les zones humides méditerranéennes figurent les diverses sortes de pesticides (organohalogénés, organophosphorés, etc.), les métaux lourds, les détergents et les hydrocarbures du pétrole. Les radionucléides ne semblent, actuellement, pas constituer une sérieuse menace pour les zones humides de la région méditerranéenne.

Parallèlement à leur impact sur la santé, qui dépasse le cadre de ce guide, les polluants d'origine non biologique peuvent avoir de graves conséquences aux différents niveaux d'organisation des zones humides, depuis le niveau intracellulaire jusqu'à celui de l'ensemble de l'écosystème (Gilberson *et al.* 1977, Morgan 1979, Root 1990, McCarthy & Shugart 1990, Fox *et al.* 1991, Zakharov & Clarke 1993, Kushlan 1993a, 1993b). Outre les polluants très toxiques, il faut être attentif aux substances qui tendent à s'accumuler dans les organismes ou à persister dans l'écosystème. Les réactions des organismes aux composés toxiques sont complexes et dépendent de facteurs tels que la nature et la concentration de la substance, la durée d'exposition, la sensibilité de l'organisme et la présence d'autres substances toxiques. Pour remédier à ce problème, un certain nombre



d'épreuves normalisées de toxicité ont été mise au point pour les substances les plus fréquentes. Toutefois, il n'est pas facile d'extrapoler les résultats obtenus en laboratoire aux conditions de terrain. Chacune de ces épreuves ayant été mise au point isolément, les effets conjoints de plusieurs de ces substances toxiques sont rarement connus (CECPI 1981).

Plus récemment, des tests ont été élaborés pour s'appliquer à des effluents plutôt qu'à des produits chimiques isolés. Ils peuvent être utilisés pour examiner les effets de polluants en mélanges connus sur un ensemble d'organismes qui devront être choisis à des niveaux trophiques différents. Ils n'apportent pas d'informations sur les effets à long terme et ne s'appliquent qu'à cette situation.

Le suivi de la pollution par des substances toxiques peut faire appel soit à la mesure directe de la concentration de la substance concernée dans l'écosystème (dans les sédiments, l'eau, etc.) soit à des bio-indicateurs. Les deux approches ont leurs avantages et inconvénients.

Mesure directe de la concentration des substances toxiques

La méthode la plus directe pour suivre la pollution par des produits d'origine non biologique consisterait à mesurer les entrées et sorties des diverses substances toxiques et leur devenir. C'est impossible pour de nombreuses raisons, dont la diversité des polluants et de leurs formes, la multiplicité des sources de pollution liée à de grandes différences de mouvements d'eau et enfin, ce n'est pas le moins important, pour des raisons financières. Le suivi chimique d'une zone humide doit être limité à un petit nombre de substances toxiques, une méthode qui peut être très efficace si ces substances sont peu nombreuses et clairement identifiées. Dans les autres cas, on n'effectuera des dosages chimiques que lorsque le suivi biologique aura mis en évidence des symptômes toxiques.

Le dosage direct des substances toxiques dans les zones humides est complexe et pose divers problèmes:

- où effectuer les mesures dans l'écosystème? Les substances toxiques peuvent se trouver dans l'eau ou fixées dans les sédiments, ou dans les tissus végétaux ou animaux. Elles peuvent être recyclées dans l'écosystème ou transférées vers les écosystèmes adjacents (les zones humides sont parfois des puits pour des substances toxiques);

- les concentrations sont parfois très faibles (en dessous de 10^{-6} g/l) et supposent donc des procédures d'échantillonnage et d'analyse très sophistiquées;
- la fréquence d'échantillonnage doit être déterminée en fonction des mouvements des substances toxiques. La pollution peut être irrégulière dans le temps (ponctuelle) d'où un risque de sous-estimation si les prélèvements ne sont pas assez fréquents. Le problème est plus aigu pour les produits très toxiques qui se dégradent rapidement (comme de nombreux pesticides);
- les sources de polluants ne sont pas toujours nettes et le niveau de pollution pourra être sous-estimé si l'on ne contrôle pas la source principale. Des quantités significatives de substances toxiques peuvent être déplacées sur de longues distances par le vent (cadmium par exemple) vers des zones humides où l'on ne s'intéresse souvent qu'à la pollution aquatique.

Ces difficultés font que, hormis dans le cas de la pollution par le plomb consécutive à la chasse (voir l'encadré 4.4), il est impossible à un responsable de zone humide d'entreprendre un programme de suivi portant sur des polluants non biologiques sans disposer d'un soutien technique et financier considérable. La sélection des variables et techniques à utiliser restera fonction de la substance toxique que l'on a le plus de chances de trouver dans la zone humide.

Encadré 4.4 Suivi du saturnisme (empoisonnement au plomb)

Ce type de pollution empoisonne les canards qui ingèrent la grenaille de plomb des chasseurs au lieu du grit destiné à broyer leur alimentation. La densité de grenaille de plomb peut être très élevée dans certaines zones humides méditerranéennes où la pression de chasse est forte (comme en Camargue ou dans le delta de l'Ebre, etc.). Elle entraîne la présence très fréquente de plomb dans le gésier des oiseaux d'eau (avec des différences entre espèces liées au type principal d'alimentation et à la taille du grit) et une augmentation du risque d'empoisonnement.

La particularité de cette pollution tient à ce qu'il est facile de compter les grains de plomb dans les sédiments et le gésier des oiseaux (voir par exemple Pain 1992), alors que, dans la plupart des cas, il est difficile de mesurer les pollutions par les métaux.

Le suivi de cette pollution peut faire appel à des mesures directes dans des échantillons de sédiments prélevés à une profondeur de 0-4 cm, couche exploitée par les oiseaux. Parallèlement, il est possible de compter les grains de plomb dans le gésier des oiseaux abattus par les chasseurs.



Suivi biologique

Les mêmes difficultés qui se posaient pour les dosages chimiques directs font qu'il est impossible de mettre en place un programme de suivi visant à évaluer de manière précise la pollution par des substances toxiques si l'on ne dispose pas d'un important soutien technique et, dans une moindre mesure, financier. Un certain nombre de facteurs affectent la fiabilité des bio-indicateurs, notamment la variabilité des taux d'assimilation et d'élimination des contaminants, l'âge, la taille, le sexe et l'état physiologique de l'indicateur, les interférences entre substances et l'impact d'autres variables environnementales (telles que la température, la salinité, la teneur en matières organiques de l'eau, etc.). Il n'est pas possible de fournir ici des principes précis pour établir un programme de suivi compte tenu de la diversité des situations et chaque cas devra être envisagé dans son contexte. On peut néanmoins faire quelques commentaires généraux sur la valeur des bio-indicateurs pour les principales substances toxiques.

Les macrophytes (*bryophytes* et *macrophytes enracinées*) peuvent être utiles en cas de pollution par des métaux (McLean & Jones 1975, Empain 1976, Say *et al.* 1981) et par certains ions métalliques (cadmium, chrome, zinc, plomb). Les algues ne constituent pas de bons indicateurs de pollution par les pesticides ou les métaux lourds (à l'exception du cuivre). Les *plantes terrestres et émergentes* peuvent être utiles en cas de pollution par les polychlorobiphényles (PCB) et par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Jones *et al.* 1992).

Les *macro-invertébrés* ont beaucoup été utilisés pour évaluer la pollution de l'eau par divers produits, métaux, herbicides, insecticides organochlorés et organophosphorés, et PCB notamment (voir par exemple Hellawell 1986). Il ne s'agit que de quelques groupes d'invertébrés mais il convient de mentionner une importante utilisation des *huîtres* et des *moules* en zone côtière (Goldberg 1975); en France, 110 sites côtiers font l'objet d'un tel suivi (Claisse 1989).

Les *poissons* ont également beaucoup été utilisés pour rechercher toute une gamme de substances toxiques (métaux, pesticides, PCB, etc.) (Hellawell 1986). Ils peuvent aussi servir de bio-indicateurs accumulateurs (Philips 1977, 1978) mais il s'agit plus du domaine de la recherche que de mesures de routine. Leur intérêt pour le suivi de terrain est limité par leur mobilité puisqu'ils peuvent quitter la zone soumise au stress et entamer des migrations).

Enfin, les *oiseaux et leurs oeufs* ont largement été utilisés pour mesurer les résidus des insecticides

organochlorés (Ormerod & Tyler 1993). Les oiseaux peuvent être de bons indicateurs de pollution par les métaux lourds (organisme tout entier ou plumes), les organochlorés, les hydrocarbures aromatiques, les organophosphorés et les carbamates, grâce à des données physiologiques (voir Peakall & Boyd 1987, Kushlan 1993a, 1993b). Un certain nombre de facteurs limitent toutefois la fiabilité de ces indicateurs, notamment les taux d'excrétion de la substance toxique, et leur grande mobilité constitue un sérieux inconvénient.

4.3.5 Changements dus à l'exploitation des produits de la zone humide

Les zones humides méditerranéennes font l'objet d'une exploitation directe et/ou d'une intense pression touristique. Cette utilisation ne peut être considérée comme durable lorsqu'elle affecte directement ou indirectement la survie à long terme de la (des) population(s) exploitée(s) et que le processus lui-même est donc en péril. La surexploitation d'une ressource, comme le prélèvement de tous les stocks reproducteurs d'une espèce de poisson ou le surpâturage, constitue une menace directe, alors qu'une modification de l'environnement due à l'activité concernée serait une menace indirecte, ainsi l'eutrophisation consécutive à une intensification de l'aquaculture peut entraîner par manque d'oxygène une importante mortalité chez les poissons et les invertébrés.

La pêche (y compris l'aquaculture), l'élevage du bétail, la chasse et le tourisme sont les principales formes d'exploitation de la production biologique des zones humides méditerranéennes. Il peut s'agir d'activités extensives (prélèvement de la production sans modifier l'environnement pour accroître la productivité) ou intensives, les deux types étant à l'origine de problèmes différents pour la gestion de l'écosystème.

4.3.5.1 Pêche et aquaculture

La pêche est pratiquée essentiellement dans les lacs, lagunes et estuaires, tant par des amateurs que des professionnels. Les espèces visées sont des poissons migrateurs ou sédentaires, ou des mollusques et crustacés. La pêche exploite les populations naturelles dans leur environnement, contrairement à l'aquaculture que l'on peut définir comme la production intensive de poissons, de mollusques ou de crustacés dans des cages, sur des supports ou sur les pourtours des zones humides. Les exploitations aquicoles sont souvent situées dans des lagunes côtières ou en mer à proximité de la





côte. Une production intensive exige des apports d'aliments qui contribuent à l'accumulation de déchets organiques et augmentent le risque d'eutrophisation.

Le suivi des activités de pêche et d'aquaculture sur un site peut être réalisé à trois niveaux: au niveau de l'activité socio-économique elle-même et des matériels utilisés; à celui de la population visée (poisson, mollusque, crustacé); ou à celui de l'impact sur l'environnement.

Suivi de l'activité

La pêche peut être suivie en mesurant l'effort de pêche, les activités des pêcheurs et matériels utilisés, et en analysant les statistiques de pêche.

Le **nombre de pêcheurs** (professionnels ou amateurs) peut être obtenu auprès des autorités compétentes, mais il ne donne que peu d'informations sur l'importance des prises. Une baisse ou une augmentation de l'activité peut résulter de changements dans les populations visées (pas uniquement, bien sûr). Le nombre de pêcheurs devrait être réparti en plusieurs grandes catégories (à partir de bateaux ou du rivage, utilisant du matériel fixe, au niveau des passes graus vers la mer, au niveau de sites d'aquaculture ou de conchyliculture, etc.).

D'autres indicateurs sont importants pour mesurer l'intensité de la pêche:

- le **nombre d'engins ou d'installations de pêche**, nombre total et nombre par pêcheur. Dans le cas de pièges qui bloquent complètement l'entrée et sortie d'une lagune, le nombre d'installations n'a évidemment plus d'importance, puisqu'il n'y en a qu'une;
- le **nombre d'installations fixes de pêche** et le nombre d'engins sur chaque site;
- la **longueur totale des filets** avec leur type (filets maillants, etc.) et la taille des mailles;
- le **calendrier de pêche** (nombre de jours, fermeture, etc.).

Parmi les indicateurs pour l'aquaculture figurent (outre les **effectifs en personnel**):

- le **nombre de cages** ou de supports et leurs caractéristiques (taille, etc.);
- la **superficie des installations de conchyliculture**;
- les **calendriers d'exploitation**.

Suivi des populations visées (poissons, crustacés, mollusques)

Le suivi des populations visées fait appel à des méthodes très différentes selon que l'activité étudiée est extensive (pêche) ou intensive (aquaculture).

Dans le cas d'une exploitation extensive, le suivi peut être effectué en analysant les statistiques de pêche ou en entreprenant des campagnes de pêche *ad hoc*. Il faudra veiller, lors de l'interprétation des résultats, à tenir compte des cycles biologiques et des mouvements des espèces considérées, en particulier dans les systèmes ouverts (c.à.d. dans les lagunes par opposition aux lacs, qui sont plus ou moins des systèmes clos). La plupart des espèces commerciales des lagunes sont migratrices, et les effectifs dans un site donné dépendent non seulement des activités de gestion au niveau local mais aussi de l'état des stocks régionaux. Ainsi, une diminution des prises d'anguilles dans une lagune ne doit pas toujours être interprétée comme le résultat d'une mauvaise gestion locale, car il faut également tenir compte d'un déclin général de l'espèce en Europe et dans la région méditerranéenne. Il est nécessaire d'envisager un suivi à long terme, en se basant sur des références intégrant les fluctuations cycliques.

Les **statistiques de pêche** constituent une source d'informations quantitatives faciles à obtenir sur les ventes de poissons. Elles n'existent cependant pas toujours et, en tant qu'indicateur, sont souvent biaisées: les prises enregistrées sont généralement des sous-estimations des prises totales du fait de la diversité de points de ventes, et de la non-inclusion des prises invendues (espèces sans valeur commerciale, poissons abîmés et poissons invendus en raison d'un marché défavorable). Le degré de sous-estimation est très difficile à évaluer et peut varier avec le temps. Au niveau local, une pêche illégale (avec du matériel interdit, pendant la fermeture, portant sur les alevins, les civelles, etc.) contribue parfois considérablement à cette sous-estimation.

Prises par espèces: ces informations ne portent généralement que sur les espèces commerciales si le suivi est basé sur les statistiques des coopératives. Les données peuvent être cumulées pour calculer la **production**, et/ou divisées par le nombre de pêcheurs ou d'engins de pêche pour donner les **CPUE** (captures par unité d'effort), ou encore divisées par la superficie de la zone humide pour obtenir le **rendement** (kg/ha). Ces informations peuvent alors être utilisées pour analyser les tendances des populations dans un site donné ou pour comparer la production avec celle d'autres zones humides.

Structure de la population: la mesure de la taille des poissons ou des mollusques et crustacés dans les prises



permet d'évaluer dans le temps l'impact de la pêche sur la (les) population(s) visée(s). L'ampleur des **déséquilibres dans les classes de taille** (liés aux pratiques de pêche et aux réglementations en vigueur) donne une indication de l'état des populations et du succès de reproduction (abondance de poisson en âge de reproduction et recrutement).

La **mesure directe de la structure de la population ou communauté** fournit des informations ne présentant pas les mêmes distorsions que les statistiques de pêche. Le suivi peut être limité aux espèces menacées d'extinction ou présentant un intérêt particulier, ou couvrir l'intégralité de la communauté afin d'obtenir des informations détaillées et complètes pour une lagune ou un lac. De telles données, recueillies au cours de campagnes de pêche conçues dans cet objectif, peuvent aussi servir à déterminer ce qu'il advient d'espèces introduites (souvent délibérément pour des raisons économiques).

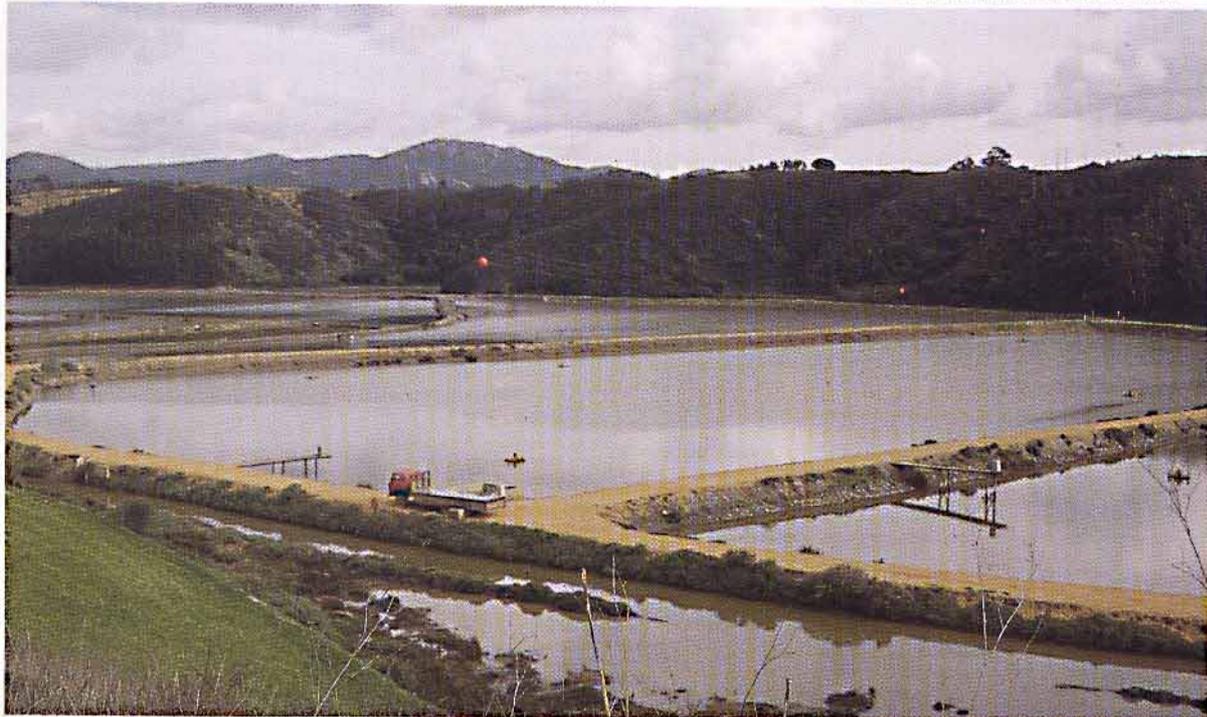
Il faut utiliser toute une gamme d'engins de pêche de différentes sortes pour capturer les diverses espèces et classes de taille (voir Arrignon 1970, Lam Hoai & Lasserre 1984). L'efficacité de ces engins varie énormément d'une espèce et classe de taille à l'autre, en fonction des caractéristiques du poisson et de l'engin. Ces campagnes de pêche fournissent de bonnes informations sur les espèces introduites et/ou non commerciales. Elles permettent parfois de révéler des déséquilibres dans la communauté

(rapports entre herbivores et prédateurs ou entre espèces benthiques et pélagiques, par exemple), pouvant eux-mêmes affecter les communautés de plantes et d'invertébrés benthiques ou planctoniques, et de détecter des changements liés aux échanges avec la mer (dans les rapports entre espèces sédentaires et migratrices par exemple). Le principal inconvénient de cette méthode tient aux coûts et au temps nécessaires pour effectuer à intervalles réguliers ces campagnes de pêche. Il faut être extrêmement vigilant lors de la préparation du plan d'échantillonnage pour garantir la meilleure standardisation des mesures et diminuer la variance, généralement très élevée.

Impact sur l'environnement

La pêche a des conséquences qui dépassent les prises sur le site. Elle a un effet nuisible sur les populations d'oiseaux d'eau par les perturbations et la mortalité accidentelle qu'elle entraîne. Les oiseaux piscivores se prennent dans les engins de pêche et sont dérangés par le passage des bateaux; il sont parfois abattus ou leurs nids détruits par les pêcheurs. Il est difficile de mesurer ces impacts, qui dépendent beaucoup des conditions et pratiques locales. Les **recensements d'oiseaux**, les **comptages d'oiseaux pris dans les filets**, l'**observation du comportement des oiseaux** à l'approche d'un bateau et le **succès de reproduction** peuvent servir d'indicateurs de l'impact de la pêche sur les populations d'oiseaux.

Photo 4.3 Les zones humides sont souvent converties à l'aquaculture: fermes aquacoles dans la vallée de la Mira, au sud du Portugal. (João Carlos Farinha)





La pisciculture et la conchyliculture intensives dans une zone humide peuvent affecter les communautés autochtones et l'intégrité de l'écosystème, notamment en raison de l'introduction de parasites ou de maladies et/ou de la capture d'alevins ou de frai dans l'environnement naturel pour engraissement dans les installations aquicoles.

L'aquaculture peut aussi avoir des impacts considérables sur l'écosystème dans son ensemble. L'élevage intensif en cages entraîne une importante pollution organique du fait de l'apport de denrées alimentaires, dont une partie n'est pas consommée, et surtout des excréments des animaux. Cette pollution expose le site au risque d'eutrophisation, dont les épisodes d'anoxie peuvent menacer l'ensemble des communautés végétales et animales, y compris l'exploitation aquicole elle-même. Les indicateurs qu'il convient de choisir sont ceux de l'eutrophisation, en particulier les **indicateurs physicochimiques pour l'eau et les sédiments** ainsi que les **indicateurs biologiques** (développement de macroalgues par exemple). Voir ci-dessus la section sur l'eutrophisation.

4.3.5.2 Pâturage

Les zones humides sont souvent intensément pâturées par les bovins, les chevaux et les moutons. L'impact que peuvent avoir ces animaux varie en fonction de la

pression exercée, de l'espèce et de la race concernée et des communautés végétales présentes et de leur position dans la succession (Gordon *et al.* 1990). Les herbivores sauvages (lapins *Oryctolagus cuniculus*, ragondins *Myocastor coypus*, sangliers *Sus scrofa*, etc.) ont parfois aussi un impact considérable sur les zones humides.

Le pacage du bétail a des répercussions majeures sur la structure de l'habitat, avec un impact direct sur la végétation et un impact sur la production végétale (voir par exemple Crawley 1983, Bakker 1985). Il faut envisager le pâturage du bétail sous deux angles: il s'agit tout d'abord d'un outil de gestion qui peut favoriser des structures végétales correspondant aux objectifs de gestion; mais c'est aussi une activité ayant des répercussions plus ou moins graves sur tous les éléments de l'écosystème, et qui n'est donc pas nécessairement compatible avec les objectifs de gestion. Ces deux aspects sont évidemment étroitement liés mais le problème est compliqué par le fait que le pâturage est ici géré par deux acteurs distincts n'ayant ni les mêmes objectifs ni, généralement, les mêmes considérations temporelles: l'éleveur cherche une rentabilité à plus ou moins court terme et l'entretien de la valeur pastorale, tandis que le responsable de la zone humide vise la conservation à long terme du patrimoine naturel. En outre, le gestionnaire de la zone humide ne s'intéresse aux animaux que lorsqu'ils sont présent sur le site, durée parfois limitée, alors que l'éleveur doit tenir compte de

Photo 4.4 L'installation d'exclos permet de suivre l'impact du pâturage sur la structure de la végétation. (Pere Tomàs Vives)





l'ensemble du cycle annuel, avec ses périodes critiques de mise bas, vêlage, poulinaage et agnelage, et d'hivernage.

Le durabilité du pâturage n'a donc pas le même sens pour le gestionnaire de la zone humide et l'éleveur. Le premier la conçoit sous l'angle de ses objectifs (peuplements végétaux, structure de l'habitat, revenus locaux), tandis que le second l'envisage dans le sens de la viabilité économique, qui dépend de la durée et des conditions des droits de pâturage.

Deux groupes d'indicateurs peuvent être utilisés pour suivre le pâturage: les indicateurs de la pression de pâturage (densité des animaux) et les indicateurs de l'impact du pâturage.

Suivi de la pression de pâturage

Les premiers indicateurs de la pression de pâturage sont les **effectifs des animaux présents** sur le site, en distinguant les diverses espèces domestiques et les catégories d'animaux (animaux d'un an, subadultes, femelles hors lactation, femelles en lactation et mâles) et en subdivisant, le cas échéant, le site. La pression de pâturage peut être exprimée en animaux-jours et il faut définir le **calendrier de pâturage** (pression calculée par mois ou par saison).

D'autres indicateurs sont utiles pour évaluer la densité des animaux par rapport à la capacité de charge du site. Il s'agit notamment des **suppléments de fourrage, de quelque nature que ce soit**, apportés par l'éleveur (les éleveurs). Une telle supplémentation indique clairement que le nombre d'animaux est trop élevé par rapport à la quantité de fourrage disponible, une situation qui s'accompagne souvent d'un intense piétinement, les sols des zones humides devenant bourbeux.

La **répartition spatiale** des animaux constitue aussi un facteur important puisque, dans des sites naturels, ils sélectionnent leurs zones d'alimentation parmi un ensemble d'unités végétales (Duncan 1992). La pression de pâturage qui en résulte peut être très élevée dans les unités préférées (par exemple, prairies sèches par opposition à marais inondés) et/ou dans celles qui sont plus sensibles au piétinement ou au pâturage (dunes, sols riches en matières organiques, etc.).

Le nombre d'animaux sauvages peut aussi être mesuré ou estimé au moyen d'un indice semi-quantitatif (comme le **nombre d'animaux vus le long d'un transect linéaire**). La précision est évidemment très inférieure à celle obtenue pour le bétail. Les protocoles de **recensement le long de transects fixes** peuvent fournir des indices d'abondance (par exemple, échantillonnage des distances). Les **comptages de**

densité de fèces (ou **accumulations de fèces**) dans des quadrants ou le long de transects peuvent fournir un indice de densité animale.

Suivi de l'impact du pâturage

Selon les objectifs du pâturage, deux critères peuvent être utilisés pour sélectionner les indicateurs d'impact:

1. La gestion du pâturage elle-même, qui peut affecter la survie à long terme de la ressource en changeant sa structure et sa production, ainsi que la valeur pastorale de la végétation;
2. L'efficacité du pâturage en tant qu'outil utilisé pour atteindre des objectifs de gestion précis.

Les indicateurs de l'impact du pâturage sur la végétation seront choisis parmi ceux que l'on utilise pour suivre l'activité. La **production** peut être évaluée grâce à des mesures de la structure de la végétation (**composition en espèces, hauteur, couverture totale**). Lorsque la pression de pâturage dépasse la capacité de charge des terrains, la qualité et la production des pâturages diminue du fait:

- d'une augmentation des superficies de sols dénudés, symptôme d'un déclin de la végétation sur pied initiale qui assure la production;
- du remplacement d'espèces de bonne valeur fourragère par des espèces moins appétentes ou refusées.

La valeur d'une pâture peut être évaluée au moyen de ces indicateurs (Crawley 1983), parmi lesquels figurent le **pourcentage de sol dénudé**, l'**abondance d'espèces refusées**, l'importance de l'empiétement **des broussailles** et l'**abondance des meilleures espèces fourragères**, auxquels on peut ajouter notamment le **rapport d'abondance des espèces annuelles/pérennes** et le **rapport d'abondance des légumineuses/autres dicotylédones**. Il convient de noter que l'utilisation de tous ces indicateurs exige d'avoir à disposition une parcelle témoin, puisqu'ils sont également affectés par d'autres facteurs. Le piétinement par les herbivores domestiques peut avoir des conséquences drastiques sur la végétation et les sols; il peut être mesuré par le **compactage des sols** ou au moyen d'autres indicateurs également liés au pâturage: la **composition spécifique** de la végétation, l'**abondance relative des formes de croissance résistantes** (telles que les rosettes) et le **pourcentage de sol dénudé**.

Le succès de l'utilisation du pâturage comme outil de gestion est évalué d'après des critères qui sont



spécifiques aux objectifs de gestion. Il faut donc faire une évaluation de ces objectifs, auxquels les indicateurs devront être liés. La sélection des indicateurs est facilitée par une analyse de l'impact du pâturage sur la structure de la végétation ou de l'habitat pour l'espèce cible. Il est conseillé de choisir un indicateur proche du fait même de pâturer, même si l'objectif de gestion est un animal. Le pâturage peut changer ou maintenir une structure favorable à une espèce animale (oiseaux par exemple) sans que l'évolution des effectifs de cette espèce soit un bon indicateur du succès de la gestion, puisqu'ils peuvent varier beaucoup en raison de facteurs externes sans rapport avec la structure de la végétation ou de l'habitat.

Au plan écologique, les objectifs des gestionnaires de zones humides consistent souvent à maintenir des écosystèmes à un stade précoce de succession végétale et à réduire la couverture et l'abondance des espèces dominantes à croissance vigoureuse (arbres, roseaux, etc.). La réalisation de ces objectifs suppose une forte pression de pâturage. Les indicateurs doivent être choisis en fonction d'objectifs de gestion précis et il s'agira souvent de la **couverture de chaque strate de végétation** (herbes, arbustes, arbres), de la **diversité ou richesse spécifique**, ou de l'**abondance d'une espèce cible particulière** (couverture ou nombre d'individus, en fonction des cas). Ces indicateurs sont aussi affectés par d'autres facteurs environnementaux, climatiques notamment, et par le régime d'inondation, et le protocole de suivi doit prévoir une zone témoin pour en tenir compte.

4.3.5.3 Chasse

La chasse aux oiseaux d'eau constitue une importante activité dans les zones humides méditerranéennes, une forme d'exploitation d'une partie des populations naturelles. Elle a des impacts directs et indirects sur le gibier comme sur les populations non visées du fait des abattages, des perturbations, du saturnisme (empoisonnement par le plomb) et des aménagements cynégétiques. La durabilité de la chasse peut être évaluée au niveau des populations totales comme à celui du site. L'activité de chasse peut être suivie au moyen des **nombres de permis**, des **nombres de chasseurs par jour**, de la **durée de la saison de chasse**, du **nombre de jours** d'ouverture de la chasse et du **nombre de coups de feu tirés par unité de temps** (Landry 1990).

Impact direct sur les populations d'oiseaux d'eau

Les espèces d'oiseaux d'eau visées par les chasseurs ont souvent d'importants effectifs répartis sur de nombreux sites; la majorité d'entre elles sont aussi de grandes

migratrices. Chaque site n'abrite qu'une petite partie des effectifs totaux et il est peu probable que la population entière soit affectée par l'impact sur un site donné. Les réglementations nationales et internationales, si elles sont appliquées, garantissent la durabilité de la chasse. En outre, un important réseau d'observateurs effectue un suivi des populations d'oiseaux d'eau hivernant dans le bassin méditerranéen (**Dénombrements internationaux des oiseaux d'eau** coordonnés par Wetlands International, anciennement BIROE) et peut déceler des changements majeurs dans les effectifs (voir Rose 1995, Rose & Scott 1994).

L'impact direct de la chasse est important au niveau du site lui-même. Une forte pression conduit à une diminution du nombre d'oiseaux. Le suivi du **nombre d'individus** de chaque espèce est le meilleur indicateur d'un excès de chasse. La chasse n'est cependant pas le seul facteur affectant les populations d'espèce de gibier, et les données recueillies au niveau local doivent être comparées avec les tendances plus générales ou avec celles qui peuvent être relevées sur un site témoin où la chasse est interdite. Les **statistiques d'abattage** permettent de mesurer la pression de l'activité de chasse sur les effectifs. Toutefois, l'**évolution dans le temps des abattages totaux ou du nombre d'animaux abattus par chasseur/jour** peut constituer un indicateur de la durabilité de la chasse.

Impact indirect

L'impact indirect de la chasse se manifeste essentiellement au niveau local par la perturbation du gibier comme des espèces non visées, par les problèmes de saturnisme (voir l'encadré 4.4) et par les activités de gestion qui modifient les habitats. Hors saison de reproduction, les oiseaux d'eau doivent au moins pouvoir trouver de quoi s'alimenter et des lieux de repos. L'activité de chasse devient localement non durable lorsqu'elle gêne sérieusement la satisfaction de l'une ou l'autre de ces exigences. Les perturbations qu'entraîne la chasse peuvent être évaluées par le **recensement des espèces d'intérêt cynégétique et autres**, à condition que l'on dispose d'un témoin valable (un ou plusieurs sites où la chasse est interdite, niveau des effectifs régionaux, etc.). Les effets des perturbations engendrées par les coups de feu ont été examinées par Bell & Owen (1990).

La gestion visant à augmenter les prélèvements est un des principaux facteurs de modification des zones humides, notamment dans le sud de la France. Le régime d'inondation des zones humides est loin d'être naturel, fortement influencé par les dates d'ouverture et de fermeture de la saison de chasse (Tamisier & Grillas 1994), et affecte les populations végétales et animales. La chasse aux oiseaux d'eau favorise



également les importantes étendues d'eau ouvertes au détriment des habitats plus fermés tels que les roselières. Dans ce cas, le programme de suivi le plus pertinent ne porte pas sur la chasse elle-même, mais sur le **régime d'inondation** de la zone humide et sur la **structure de l'habitat et de la végétation** (voir ci-dessus).

4.3.5.4 Tourisme et activités récréatives

Le tourisme et les activités récréatives entraînent divers types de perturbations pouvant menacer la diversité biologique des zones humides méditerranéennes, notamment la destruction de ces écosystèmes (pour construire des complexes touristiques), la pollution, les dérangements dus aux visiteurs et le piétinement. Le suivi des deux premiers aspects est traité ailleurs dans ce chapitre (voir les sections sur les changements de superficie d'une zone humide et sur l'eutrophisation).

La pression touristique est une source de perturbations pour la faune, dont les conséquences varient beaucoup en fonction de l'espèce considérée et des installations prévues pour les visiteurs. Les indicateurs les plus importants dans ce domaine sont évidemment le **nombre de visiteurs** (par jour, mois, année, etc.) et l'activité humaine (c.à.d. le **type de perturbation**: pêche, navigation, planches à voiles, etc., Tuite *et al.* 1984, Ahlund & Gotmark 1989, Kahlert 1994). On

peut néanmoins minimiser les perturbations causées par les visiteurs en prenant des dispositions adéquates (Goldsmith 1983) et le seul nombre de visiteurs n'est par conséquent pas un bon indicateur du degré de perturbation si l'on considère plusieurs sites. Il convient donc d'y ajouter un indicateur du degré et de l'intensité de la perturbation (**nombres par type d'activité**). Plusieurs indicateurs peuvent être utilisés pour évaluer les perturbations dues au tourisme, notamment les **effectifs** de chaque espèce (oiseaux essentiellement), en effectuant des comparaisons entre des sites, entre jours avec et sans touristes, ou entre différents moments de la journée. L'analyse du **comportement des animaux** (éloignement du site, temps consacré à la vigilance, abandon des nids, etc.) peut également fournir une mesure de l'intensité des perturbations (Kahlert 1994) et de la tolérance des espèces aux perturbations (Keller 1991, Kahlert 1994). Le **taux de prédation** dans les nids peut augmenter du fait des perturbations (Ahlund & Gotmark 1989).

Le compactage des sols par piétinement (hommes ou chevaux) ou passage de véhicules peut être une autre conséquence d'une pression touristique excessive. Les zones humides côtières, avec des substrats instables (dunes) sont particulièrement sensibles au piétinement. Les conséquences classiques en termes de structure de la végétation sont un accroissement de la **couverture de sol dénudé** et/ou un changement de la **composition spécifique**, les espèces sensibles au piétinement étant remplacées par des plantes plus

Photo 4.5 Le tourisme est à l'origine de perturbations dans les zones sensibles. Lagoa de Albufeira, Portugal. (Pere Tomàs Vives)





tolérantes (plantes annuelles, rampantes ou en rosette de petite taille).

La pulvérisation de produits chimiques de lutte contre les moustiques fait également partie des effets indirects importants du tourisme et des activités récréatives.

4.3.6 Changements dus à l'introduction d'espèces exogènes

Le fonctionnement des zones humides méditerranéennes est de plus en plus affecté par des espèces exogènes végétales (végétaux supérieurs et algues) et animales (invertébrés, poissons, mammifères, oiseaux, etc. - voir le chapitre 2). Les espèces ainsi introduites perturbent l'écosystème de plusieurs manières: remplacement d'espèces locales, pollution génétique, introduction d'agents pathogènes ou modification de la structure de l'habitat. Il est cependant souvent difficile, dans les conditions de terrain, d'établir des relations de cause à effet entre l'introduction d'espèces exogènes et le déclin d'espèces indigènes (Taylor *et al.* 1984, Rosocchi *et al.* 1993).

Le suivi des espèces exogènes introduites dans les zones humides peut faire appel aux indicateurs standard de taille des populations végétales et animales. Ceux-ci varient évidemment en fonction de l'espèce ou du groupe concerné (invertébrés, oiseaux, plantes, etc.) et il serait inapproprié de chercher à en donner ici une liste détaillée.

Le suivi des espèces exogènes qui viennent d'arriver dans un site est plus difficile à organiser. Il serait très coûteux et inefficace d'entreprendre un programme de suivi exhaustif compte tenu de la diversité des espèces et des groupes, et les nouvelles espèces, en particulier celles qui sont disséminées par l'eau (plantes flottantes surtout), pourront vraisemblablement être identifiées grâce à d'autres systèmes de suivi ou à des enquêtes sur le terrain. En cas de forte probabilité d'invasion d'un site par une espèce (si, par exemple, celle-ci est déjà à proximité) on pourrait envisager un programme de suivi spécifique, mais non intensif, faisant appel à des méthodes adaptées à l'espèce.

4.4 Conclusion

La sélection des indicateurs est une étape critique de la planification d'un programme de suivi et doit être intégrée dans l'ensemble du processus. Il convient tout d'abord de choisir des indicateurs en rapport avec les objectifs du programme et avec les hypothèses spécifiques qui ont été émises sur le changement écologique actuel et futur. Les considérations de temps

et de superficie, les ressources, la compétence du personnel et les informations disponibles sont certains des facteurs externes les plus importants qui influencent le choix parmi une très grande variété d'indicateurs potentiels.

Des paramètres physiques et biologiques peuvent constituer de bons indicateurs de changement écologique. Les indicateurs biologiques vont du niveau infracellulaire à des indices synthétiques dérivés de la composition d'assemblages d'espèces et il n'y a pas de recette pour aider à choisir ces indicateurs. Un indicateur idéal devrait apporter une réponse claire et sans équivoque et donner une alerte rapide dans le cas de l'hypothèse choisie. Un tel indicateur idéal n'existe cependant pas toujours ou peut être difficile à identifier. Le processus de sélection doit s'appuyer sur une analyse fonctionnelle de la zone humide à suivre et il est basé sur l'hypothèse selon laquelle la préservation de la diversité biologique et des espèces individuelles est liée au maintien de la qualité de l'habitat. La sélection des indicateurs doit se rapporter autant que possible aux processus impliqués dans le changement écologique et viser en premier lieu les principaux facteurs environnementaux qui contrôlent la structure de l'habitat et la production. Un certain nombre d'indicateurs ont été proposés pour différentes situations (menaces/types de zones humides) mais, même si l'on pense qu'ils peuvent s'appliquer largement, il ne s'agit que d'exemples destinés à illustrer le processus de sélection et ne pouvant en aucun cas convenir à toutes les situations.

RÉFÉRENCES

- Anonymous. 1992. *Application of satellite data for mapping and monitoring wetlands*. Federal Geographic Data Committee, Wetland Subcommittee Technical report 1, US Fish and Wildlife Service, Washington DC, USA. 32 pp + 4 appendices.
- Ahlund, M. and F. Gotmark. 1989. Gull predation on Eider ducklings *Somateria mollissima*: effects of human disturbance. *Biological Conservation* 48: 115-127.
- Arrignon, J. 1970. *Aménagement piscicole des eaux intérieures*. SEDETEC S.A. Eds, Paris, France. 643 pp.
- Bakker, J.P. 1985. The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. *Vegetatio* 62: 391-398.
- Baldock, D. 1989. *Agriculture and habitat loss in Europe*. WWF International CAP discussion paper n°3, Institute for European Environmental Policy, London, UK. 60 pp.
- Bell, D.V. and M. Owen. 1990. Shooting disturbance - a review. In: Matthews, G.V.T. (ed.) *Managing Waterfowl Populations*. Proc. IWRB Symp., Astrakhan, USSR. IWRB Special Publication 12, Slimbridge, UK. pp 159-171.



- Bellan, G. 1976. Action des facteurs de pollution sur les communautés benthiques. In: J.M. Peres (ed.). *La pollution des eaux marines*. Gauthier-Villars, Paris, France. 231 pp.
- Bellan, G. 1991. Characteristic, indicative and sentinel species: from the conception to the utilization. In: Ravera (ed.). *Terrestrial and aquatic ecosystems: Perturbation and recovery*. Ellis Horwood Ltd. pp 95–100.
- Brooking, D.G. 1988. *Eh-pH diagrams for geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 176 pp.
- Carbenier, R., M. Tremolières, J.L. Mercier and A. Orstschreit, 1990. Aquatic macrophytes as bioindicators of eutrophic conditions in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio* 86: 71–88.
- Cattaneo, A. 1987. Periphyton in lakes of different trophy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 296–303.
- Cattaneo, A., G. Méthot, B. Pinel-Alloul, T. Niyonsenga and L. Lapierre. 1995. Epiphyte size and taxonomy as biological indicators of ecological and toxicological factors in lake Saint François (Québec). *Environmental Pollution* 87: 35–372.
- CECPI. 1981. *Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens*. Document Technique de la CECPI n°37, FAO, Rome, Italy.
- CEMAGREF-IARE. 1994. *Recherche d'indicateurs de niveaux trophiques dans les lagunes méditerranéennes: Analyse bibliographique*. Agence de l'Eau RMC, Lyon, France. 116 pp.
- Claisse D. 1989. Chemical contamination of French coasts: the results of ten years watch. *Marine Pollution Bulletin* 20 (10): 523–528.
- Claisse, D. (ed.). 1995. *Surveillance du milieu marin. Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin*. Edition 1995, Ministère de l'Environnement, Paris, France. 32 pp.
- Cluis, D. 1992. *Des nouvelles technologies pour une gestion intégrée à l'échelle du bassin versant*. Association Québécoise des techniques de l'eau, Assises annuelles, 8–10 avril 1992, Montréal, Canada.
- Costa, L., J.C. Farinha, N. Hecker and P. Tomàs Vives (eds.). 1996 (in press). *Mediterranean Wetland Inventory. A Reference Manual*. MedWet publication, ICN & Wetlands International, Lisbon, Portugal. 75 pp.
- Crawley, M.J. 1983. *Herbivory: The dynamics of plant-animal interactions*. Studies in Ecology vol. 10, Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK. 437 pp.
- Crivelli, A.J. 1992. Fisheries. In: Gerakis, P. (ed.). *Conservation and management of Greek wetlands*. Proceedings of a Greek wetland workshop, Thessaloniki (Greece), 1989, IUCN, Gland, Switzerland. pp 115–127.
- Crivelli, A.J., P. Grillas and B. Lacaze. 1995. Response of vegetation to a rise in water level at Kerkini reservoir (1982–1991), a Ramsar site in Northern Greece. *Environmental Management* 19 (3): 417–430.
- Devillers, P. and J. Devillers-Terschuren. 1993. *A classification of Palaearctic habitats and preliminary list of priority habitats in Council of Europe Member States*. A report to the Council of Europe, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg, France. 268 pp. [unpublished report]
- Duarte, C.M., J. Cebrián and N. Marba. 1992. Uncertainty of detecting sea change. *Nature* 356: 190.
- Duncan, P. 1992. *Horses and grasses. The nutritional ecology of equids and their impact on the Camargue*. Ecological Studies 87, Springer-Verlag, New York, USA. 287 pp.
- Empain, A. 1976. Estimation de la pollution par les métaux lourds dans la Somme par l'analyse des bryophytes aquatiques. *Bulletin Français de Pisciculture* 48: 138–142.
- Ernst, T.L., N.C. Leibowitz, D. Roose, S. Stehman and N.S. Urquart. 1995. Evaluation of US EPA Environmental Monitoring and Assessment Programs (EMAP) -Wetlands sampling design and classification. *Environmental Management* 19 (1): 99–113.
- European Communities Commission. 1991. *CORINE biotopes manual – A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation*. Volume 1: Methodology; Volume 2: Data specifications – Part 1; Volume 3: Data specifications – Part 2. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 270 + 126 + 300 pp.
- Farinha, J.C., L. Costa, G.C. Zalidis, A. Mantzavelas, E. Fitoka, N. Hecker and P. Tomàs Vives (eds.). 1996 (in press). *Mediterranean Wetland Inventory. Habitat Description System*. MedWet publication, ICN & Wetlands International, Lisbon, Portugal.
- Ferrer, X. and F.A. Comín. 1979. Distribució i ecologia del macròfits submergits del delta de l'Ebre. *Bull. Inst. Hist. Nat.* 44 (Sec. Bot. 3): 111–117.
- Fisher, R.A., A.S. Corbert and G.B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42–58.
- Fox, G.A., M. Gilbertson, A.P. Gilman and T.J. Kubiak. 1991. A rationale for the use of colonial fish-eating birds to monitor for the presence of developmental toxicants in Great Lakes Fish. *Journal of Great Lakes Research* 17: 151–152.
- Fraye, W.E., T.J. Monahan, D.C. Bowden and F.A. Graybill. 1983a. *Status and trends of wetlands and deepwater habitat in the conterminous United States, 1950's to 1970's*. Colorado State University, Fort Collins, CO, USA. 31 pp.
- Fraye, W.E., T.J. Monahan, D.C. Bowden and F.A. Graybill. 1983b. *Procedure for using existing statistical wetland data to determine sample sites needed to produce wetland acreage estimates for selected geographic areas*. Colorado State University, Fort Collins, CO, USA. 8 pp + appendix.



- Gilbertson, M., R.D. Morris and R.A. Hunter. 1977. Abnormal chicks and PCB residue levels in eggs of colonial birds on the Great Lakes (1971–1973). *Auk* 93: 434–442.
- Goldberg, E.D. 1975. The mussel watch – A first step in global marine monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 6 (7): 111.
- Goldsmith, F.B. 1983. Ecological effects of visitors and the restoration of damaged areas. In: A. Warren and F.B. Goldsmith (eds.). *Conservation in perspective*. Wiley and Sons, Chichester, UK. pp 201–214.
- Goldsmith, F.B. 1991. *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman & Hall, London. 275 pp.
- Gordon, I.J., P. Duncan, P. Grillas and T. Lecomte. 1990. The use of domestic herbivores in the conservation of the biological richness of European wetlands. *Bulletin d'Ecologie* 21 (3): 49–60.
- Gray, J.S. 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society* 37: 19–32.
- Gray, J.S. and I.H. Pearson. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Marine Ecology. Progress Series* 9: 111–119.
- Guelorget, O. and J.P. Perruisor. 1984. Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paralique. *Bulletin d'Ecologie* 15(1): 67–76.
- Guzkowska, M.A.J. and F. Grasse. 1990. Diatoms as indicators of water quality in some English urban lakes. *Freshwater Biology* 23: 233–250.
- Haslam, S.M. 1982. A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes. *Environmental Technology Letters* 3: 19–34.
- Haslam, S.M. 1987. *River plants of Western Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hellawell, J.M. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier, London & New York, USA. 547 pp.
- Hollis, G.E. 1992. The causes of wetland loss and degradation in the Mediterranean. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp 83–90.
- Holmes, M.G. 1992. Monitoring vegetation in the future: radar. *Botanical Journal of the Linnean Society* 108: 93–109.
- Huggett, R.J., R.A. Kimerle, P.W. Mehrlie Jr. and H.L. Bergman. 1992. *Biomarkers, biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress*. Lewis Publ., Boca Raton, Florida, USA. 347 pp.
- Jehl, J.R. Jr. 1973. Studies of a declining population of Brown Pelicans in Northwest Baja California. *Condor* 75: 69–79.
- Jones, K.C., G. Sanders, S.R. Wild, V. Burnett and A.E. Johnson. 1992. Evidence for a decline of PCBs and PAHs in rural vegetation and air in United Kingdom. *Nature* 356: 137–140.
- Kahlert, J. 1994. Effects of human disturbance on broods of Red-breasted Mergansers *Mergus serrator*. *Wildfowl* 45: 222–231.
- Keddy, P.A. 1991. Biological monitoring and ecological prediction: from nature reserve management to national state of the environment indicators. In: F.B. Goldsmith (ed.). *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman & Hall, London, UK. pp 249–267.
- Keddy P.A. H.T. Lee and I.C. Wisheu. 1993. Choosing indicators of ecosystem integrity: wetlands as a model system. In: S. Woodley, J. Kay and G. Francis (eds.). *Ecological integrity and the management of ecosystems*. St Lucie Press. pp 61–79.
- Keller, V.E. 1991. Effects of human disturbance on Eider ducklings *Somateria mollissima* in an estuarine habitat in Scotland. *Biological Conservation* 58: 213–228.
- Klosowski S. 1985. Habitat requirements and bioindicator value of the main aquatic vegetation in North-East Poland. *Polish Archiv Hydrobiologia* 32 (1): 7–29.
- Koch M.S. and I.A. Mendelsohn. 1989. Sulphide as a phytotoxin: differential responses in two marsh species. *Journal of Ecology* 77: 565–578.
- Kushlan, J.A. 1993a. Colonial waterbirds as bioindicators of environmental change. *Colonial Waterbirds* 16 (2): 223–251.
- Kushlan J.A. 1993b. Waterbirds as bioindicators of wetland change: are they a valuable tool? In: M. Moser, R.C. Prentice and J. van Vesseem (eds.). *Waterfowl and wetland conservation in the 1990's – A global perspective*. Proc. IWRB Symp., St. Petersburg Beach, Florida, USA. IWRB Special Publication 26, Slimbridge, UK. pp 48–55.
- Lam Hoai, T. and G. Lasserre. 1984. Méthodes d'évaluation des ressources des lagunes côtières. In: J.M. Kapetsky and G. Lasserre (eds.). *Aménagement des pêches dans les lagunes côtières*. Studies and Reviews, General Fisheries Council for the Mediterranean (GFCM). 61 (1):143–159.
- Landry, P. 1990. Bag statistics: a review of methods and problems. In: Matthews, G.V.T. (ed.) *Managing Waterfowl Populations*. Proc. IWRB Symp., Astrakhan, USSR. IWRB Special Publication 12, Slimbridge, UK. pp 105–112.
- Laporte, J. 1979. Structure hydrologique des étangs littoraux. Les cycles minéraux annuels dans l'eau et les sédiments dans les étangs du Prévost et de Mauguio. In: DGRST (étangs littoraux). *Compte rendu Scientifique des Travaux*. pp 15–34.
- Lemaire S., A. Tamisier and F. Gagnier. 1987. Surface, distribution et diversité des principaux milieux de Camargue. Leur évolution de 1942 à 1984. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* suppl. 4: 47–56.
- MacArthur, R.M. 1957. On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences, Washington* 43: 193–195.



- McCarthy, J.F. and L.R. Shugart (eds.). 1990. *Biomarkers of environmental contamination*. Lewis Publ., Boca Raton, Florida, USA. 475 pp.
- McLean, R.O. and A.K. Jones. 1975. Studies of tolerance of heavy metals in the flora of the rivers Ystrwyth and Clarach. *Freshwater Biology* 5: 431–444.
- Mitsch, W.J. & J.G. Gosselink. 1993. *Wetlands*. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold, New York, USA. 722 pp.
- Moore, N.W. and D.A. Ratcliffe. 1965. Chlorinated hydrocarbon residues in the egg of a peregrine falcon (*Falco peregrinus*) from Perthshire. *Bird Study* 9: 242–244.
- Morgan, W.S.G. 1979. Fish locomotor behaviour pattern as a monitoring tool. *Journal Water Pollution Control Fed.* 51: 580–589.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4 (4): 355–363.
- Odum, E.P. 1983. *Systems ecology*. Wiley Interscience, New York, USA.
- Odum, E.P. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience* 35: 419–422.
- Ormerod, S.J. and S.J. Tyler 1993. Further studies of the organochlorine content of Dipper *Cinclus cinclus* eggs: local differences between Welsh catchments. *Bird Study* 40: 97–106.
- Pain, D. 1992. Lead poisoning in birds: a southern European perspective. In: C.M. Finlayson, G.E. Hollis and T.J. Davis (eds.). *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. Proc. Symp., Grado, Italy, 1991, IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK. pp. 109–114.
- Peakall, D.B. and H. Boyd, 1987. *Birds as bio-indicators of environmental conditions*. Chairmen's introduction, ICBP Technical Publication N°6: 113–118.
- Peres, J.M. and J. Picard. 1958. Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 14: 5–122.
- Peres, J.M. and J. Picard. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31: 3–137.
- Phillips, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – A review. *Environmental Pollution* 13: 281–317.
- Phillips, D.J.H. 1978. Use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environments. – A review. *Environmental Pollution* 16: 167–229.
- Pont, D., A.J. Crivelli and F. Guillot. 1991. The impact of three-spined sticklebacks on the zooplankton of a previously fish-free pool. *Freshwater Biology* 26: 149–163.
- Pourriot, R. and M. Meybeck. 1995. *Limnologie générale*. Collection d'Ecologie, vol. 25, Masson, Paris, France. 956 pp.
- Preston, F.W. 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology* 29: 254–283.
- Rapport, D.J., J.A. Regier and T.C. Hutchinson. 1985. Ecosystem behaviour under stress. *American Naturalist* 125: 617–640.
- Romero, M.I. and M. Onaindía. 1995. Full grown aquatic macrophytes as indicators of river water quality in the Northwest Iberian peninsula. *Ann. Bot. Fennici* 32: 91–99.
- Root, M. 1990. Biological monitors of pollution. A wide variety of organisms may be useful in detecting environmental hazard. *Bioscience* 40 (2): 83–86.
- Rose, P. 1995. *Western Palearctic and South West Asia Waterfowl Census 1994*. IWRB Publication 35, Slimbridge, UK. 119 pp.
- Rose, P. & D. Scott. 1994. *Waterfowl population estimates*. IWRB Publication 29, Slimbridge, UK. 102 pp.
- Rosecchi, E., A.J. Crivelli and G. Catsadorakis. 1993. The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into lake Mikri Prespa (north-western Greece). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 3: 223–231.
- Salen-Picard, C. 1993. Envasement, évolution des peuplements benthiques et indicateurs biologiques en milieu circalittoral méditerranéen. In: C.F. Boudouresque, M. Avon and C. Pergent-Martini (eds.). *Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques*. GIS Posidonie Publ. France. pp 175–187.
- Say, P.J., J.P.C. Harding and B.A. Whitton. 1981. Aquatic mosses as monitors of heavy metal contamination in the river Eatherow, Great Britain. *Environmental Pollution Series B*, 2: 295–307.
- Sfriso, A., B. Pavoni, A. Marcomini and A.A. Orio. 1988. Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin* 19 (2): 54–60.
- Shortreed, K.S., A.C. Costella and J.G. Stockner. 1984. Periphyton biomass and species composition in 21 British Columbia lakes: seasonal abundance and response to whole-lake nutrient additions. *Canadian Journal of Botany* 62: 1022–1031.
- Spellerberg, L.F. 1991. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 334 pp.
- Stevenson, A.C. and R.W. Battarbee. 1991. Paleocological and documentary records of recent environmental change in Garaet El Ichkeul: a seasonally saline lake in NW Tunisia. *Biological Conservation* 58: 275–295.
- Tamisier, A. and P. Grillas. 1994. A review of habitat changes in the Camargue: an assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. *Biological Conservation* 70: 39–47.
- Taylor, A.R.D., G.W. Howard and G.W. Begg. 1995. Developing wetland inventories in Southern Africa: a review. *Vegetatio* 118: 57–79.
- Taylor, W.W., W.R. Courtenay Jr. and J.A. McCann. 1984. Known impacts of exotic fishes in the continental United States. In: W.R. Courtenay Jr. and J.R. Stauffer Jr. (eds.). *Distribution, Biology and Management of Exotic Fishes*. The John Hopkins University Press, Baltimore, USA. pp 322–373.



- Tuite, C.H., P.R. Hanson and M. Owen. 1984. Some ecological factors affecting winter wildfowl distribution on inland waters in England and Wales, and the influence of waterbased recreation. *Journal of Applied Ecology* 21: 41–62.
- Van Wijck, C., C.J. de Groot and P. Grillas. 1992. The effects of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L.: the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany* 44: 31–49.
- Vollenweider, R.A. 1968. *The scientific basis of lake eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors*. Technical Report D.A.S./C.S.J./68.27, OCDE, Paris, France. 159 pp.
- Von Bertalanffy, L. 1968. *General system theory*. Brazillier, New York, USA.
- Whitlatch, R.B. 1981. Animal-sediment relationships in intertidal marine benthic habitats: some determinants of deposit-feeding species diversity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 53: 31–45.
- Zakharov, V.M. and G.M. Clarke. 1993. *Biotest. A new integrated biological approach for assessing the conditions of natural environments*. Moscow Affiliate of the International Biotest Foundation, Moscow, Russia.
- Zimmerman, R.C., A. Cabello-Pasini and R.S. Alberte. 1994. Modelling daily production of aquatic macrophytes from irradiance measurements: a comparative analysis. *Marine Ecology Progress series* 144: 185–194.



5 Techniques de suivi



Pere Tomàs Vives et Patrick Grillas

Ce chapitre résume les informations présentées au chapitre 4 sur l'identification d'indicateurs de suivi des changements écologiques. Le but est de fournir, de manière structurée et systématique (tableaux), une aide au choix des indicateurs et techniques permettant de suivre les différents types de changements écologiques. Les tableaux comportent aussi des références bibliographiques où l'on trouvera un examen de l'utilisation des différents indicateurs ou une description des techniques à employer. Toutes les références mentionnées dans les tableaux sont reprises au chapitre 6.

Les tableaux ont été organisés selon la présentation des changements écologiques choisie pour les chapitres précédents, soit:

- *changements de superficie de la zone humide*
- *changement du régime hydrologique*
- *changement de la qualité de l'eau:*
 - *eutrophisation*
 - *pollution par des substances toxiques*
- *changements dus à une exploitation non durable des ressources de la zone humide:*
 - *pêche et aquaculture*
 - *pâturage*
 - *chasse*
 - *tourisme et activités récréatives*
- *changements dus à l'introduction d'espèces exogènes*

Comme dans les chapitres précédents, il ne s'agit pas avec ces tableaux de fournir des recettes mais plutôt d'aider au choix des indicateurs et techniques les plus appropriés.

Tableau 5.1 Suivi des changements de superficie des zones humides.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Habitat et communautés	Liste des types d'habitats	Système de description des habitats de MedWet Classification CORINE des biotopes	Farinha <i>et al.</i> 1996 European Communities Commission 1991 Devillers & Devillers-Terschuren 1993
Indicateurs spatiaux	Liste des communautés végétales	Phytosociologie Autres (par exemple, classification structurelle, espèces dominantes, etc.)	Braun-Blanquet 1932 Goldsmith <i>et al.</i> 1986 Voir également le chapitre 6
	Mosaïque d'habitats, fragmentation	Classifications (MedWet, CORINE, etc.) Mesures sur le terrain	Farinha <i>et al.</i> 1996; Zaidis <i>et al.</i> 1996 European Communities Commission 1991
	Superficie par type d'habitat	Cartographie Télétection SIG	Devillers & Devillers-Terschuren 1993 Cowardin 1979 Voir aussi: Moore & Chapman 1986; Greig-Smith 1983 Budd 1991; Mather 1993 Voir également le chapitre 6
	Longueur des cours d'eau		
Indicateurs de tendance	Analyse de la tendance dans le temps (témoigne du taux de perte des zones humides)	Cartographie Télétection SIG	Frayer <i>et al.</i> 1983a & 1983b Dahl & Johnson 1991; Dahl 1993 Environmental Protection Agency 1992 Le choix des sites à suivre doit se faire par échantillonnage aléatoire (stratifié)
	Analyse comparative avec d'autres régions		
	Analyse comparative avec d'autres tendances		



Tableau 5.2 Suivi des changements du régime hydrologique.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Niveau d'eau	Eaux de surface Eaux souterraines	Mesure des niveaux des eaux de surface Mesure des niveaux des eaux souterraines dans des puits, piézomètres	Facile et peu coûteux Gilman 1994 Facile
Bilan hydrologique de la zone humide (décompte des entrées et des sorties d'eau)	Précipitations Entrées et sorties d'eau de surface Entrées et sorties d'eau souterraines Evapotranspiration Marées	Précipitations: pluviomètre, pluviographe Entrées/sorties d'eau de surface: échelle limnimétrique ou limnigraphe section transversale du canal x vitesse de l'eau estimation des ruissellements de surface Entrées/sorties d'eau souterraines: estimation au moyen de la loi de Darcy Evapotranspiration: mesures avec des bacs d'évaporation, ou estimation au moyen de l'équation de Penman	Milisch & Gosselink 1993 Gilman 1994; Brassington 1988 Chalmers & Parker 1985 Certains mesures sont faciles et peu coûteuses (piézomètres par exemple), d'autres exigent des infrastructures (comme les échelles limnimétriques) et sont plus coûteuses (systèmes à enregistrement automatique) Il est difficile de calculer l'évapotranspiration et les entrées/sorties d'eaux souterraines
Salinité de l'eau	Salinité (g/l) des eaux de surface et souterraines	Mesure de la concentration de NaCl Salinomètre	Chalmers & Parker 1985 Environmental Protection Agency 1992 Indicateur des mouvements d'eau par les effets de dilution et concentration Salinité des eaux souterraines dans les piézomètres, puits
Température de l'eau	Conductivité électrique Température des eaux de surface et souterraines	Conductimètre Thermomètre, thermocouple, thermistor	Chalmers & Parker 1985 Facile, peu coûteux Environmental Protection Agency 1992 Chalmers & Parker 1985 Témoigne d'éventuels apports d'eau à une température différente (eaux de refroidissement d'industries, de centrales électriques par exemple)
Plantes	Rapport entre espèces annuelles/pérennes No. d'espèces terrestres, amphibiens et aquatiques Espèces glycophytes/halophytes Présence de certaines espèces	Mesure de la fréquence des espèces	Témoigne de l'intensité du stress Recommandé uniquement en cas d'impossibilité de faire des mesures hydrologiques directes
Invertébrés	Présence de certains groupes ou espèces (tels que les Phyllopoètes)	Techniques variables en fonction des groupes	Dans certains marais, témoigne de l'isolement Recommandé uniquement en cas d'impossibilité de faire des mesures hydrologiques directes
Poissons	Présence de certaines espèces	Techniques d'échantillonnage des poissons	Lam Iloai & Lasserre 1984; Arrignon 1970; Environmental Protection Agency 1992 Témoigne de la permanence de l'eau tout au long de l'année, ou de connexions permanentes entre bassins

Tableau 5.3 Suivi des changements de qualité de l'eau: eutrophisation.

Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
<p>Groupe</p> <p>Éléments nutritifs dans l'eau</p>	<p>Concentrations en éléments nutritifs dans l'eau: techniques spécifiques pour chaque élément</p>	<p>Mitsch & Gosselink 1993; Allen <i>et al.</i> 1986 Voir une étude dans Environmental Protection Agency 1992 Complexe et difficile à mesurer Il faut avoir une idée de l'évolution annuelle de la situation</p>
<p>Indicateurs des éléments nutritifs dans les sédiments</p>	<p>Concentrations en éléments nutritifs: techniques spécifiques pour chaque élément</p>	<p>Hellawell 1986 Environmental Protection Agency 1992 Témoin d'une eutrophisation anthropogène. Il faut avoir une idée de l'évolution annuelle de la situation; varie avec la profondeur</p>
<p>Profil des éléments nutritifs: concentrations le long de gradients de profondeur</p>	<p>Concentrations en éléments nutritifs: techniques spécifiques pour chaque élément</p>	<p>Donne une indication des taux d'eutrophisation Il faut avoir une idée de l'évolution annuelle de la situation</p>
<p>Potentiel: rédox</p>	<p>Appareil de mesure du potentiel rédox</p>	<p>Mitsch & Gosselink 1993 Donne une indication de la quantité de matière organique (MO), des processus de décomposition de la MO et de la disponibilité d'oxygène; varie avec la vitesse de l'eau, la composition par taille des particules sédimentaires, la profondeur</p>
<p>Indicateurs dans la colonne d'eau</p>	<p>Disque de Secchi</p>	<p>Margalef 1983 Environmental Protection Agency 1992 Facile, peu coûteux, fréquence élevée obligatoire du fait de la sensibilité à des facteurs dynamiques (abondance de phytoplancton, sols en suspension, etc.) Les mesures varient avec les observateurs</p>
<p>Profil d'atténuation lumineuse</p>	<p>Capteurs lumineux (automatiques ou manuels)</p>	<p>Chalmers & Parker 1985 Précis, plus coûteux, fréquence élevée obligatoire du fait de la sensibilité à des facteurs dynamiques</p>
<p>Concentration en oxygène</p>	<p>Oxymètre (sonde généralement)</p>	<p>Liée à la production primaire si la mesure est effectuée tout au long de cycles de 24 heures, fréquence élevée obligatoire du fait de la sensibilité à des facteurs dynamiques</p>
<p>pH</p>	<p>pH mètre (sonde généralement)</p>	<p>Chalmers & Parker 1985 Liée à la production primaire si la mesure est effectuée tout au long de cycles de 24 heures ou à la même heure chaque jour</p>
<p>Densité</p>	<p>Microscope inversé (no. cellules/m)</p>	<p>Demande du temps; exige de grandes connaissances taxonomiques ou l'utilisation d'unités taxonomiques opérationnelles (UTC)</p>



Tableau 5.3 ... suite Suivi des changements de qualité de l'eau: eutrophisation.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Microphytes ... suite	Biomasse, production (la biomasse du phytoplancton est, par exemple, liée à la teneur en phosphore)	Teneur en chlorophylle a et b (fluorométrie, spectrophotométrie) Concentration en O ₂	Voir une étude bibliographique dans Hellawell 1986 Environmental Protection Agency 1992 Paramètres variables; référence difficile à établir; exige des prélèvements hebdomadaires et un grand nombre de sites Utile seulement en eaux profondes
Macrophytes (Angiospermes & macro-algues)	Composition spécifique	Microscope inversé (lames de verre, substrat artificiel)	Demande du temps; exige de grandes connaissances taxonomiques ou l'utilisation d'UTO
	Diversité des espèces ou des unités taxonomiques opérationnelles (UTO)	Indices de diversité (richesse en espèces; Shannon-Weiner, Simpson, etc.)	Spellerberg 1991; Magurran 1988; Margalef 1986; Krebs 1972
	Composition spécifique	Prélèvement d'espèces (quadrats, etc.)	Chalmers & Parker 1985 Les macrophytes sont faciles à identifier et leur variabilité à court terme est faible Leur réaction à l'eutrophisation est mal connue
Macro-invertébrés	Diversité des espèces	Indices de diversité (richesse en espèces; Shannon-Weiner, Simpson, etc.)	Spellerberg 1991; Magurran 1988; Margalef 1986; Krebs 1972 Difficile de distinguer les effets des différents stress
	Biomasse ou fréquence des différents groupes: Angiospermes, Rhodophyceae, Chlorophyceae	Abondance des espèces	<i>Enteromorpha</i> . Ulva témoignent d'une importante concentration en nitrates <i>Ruppia</i> , <i>Potamogeton</i> sont tolérantes à l'eutrophisation, à de faibles salinités Utile dans les lagunes
	Couverture de macro-algues flottantes	Présence d'une couverture de macro-algues	Indique un stade avancé d'eutrophisation dans les lacs, cours d'eau, lagunes et baies peu profondes
	Profondeur maximum de colonisation par les macrophytes submergées emracinées	Mesure de la profondeur maximum de colonisation	Liée à l'atténuation lumineuse Donne une indication du bilan radiatif au fond des lacs, lagunes pendant la saison de croissance Dépend aussi d'autres facteurs: solides en suspension, salinité, profondeur d'eau, etc.
	Composition spécifique, abondance Rapport entre les différents groupes (ou espèces)	Filets "Kick sampling" Substrats artificiels Tamisage des sédiments	Chalmers & Parker 1985 Gray & Pearson 1982 Utile dans les cours d'eau, lacs, et lagunes et en mer Nombreux échantillons nécessaires du fait d'une grande variabilité dans l'espace et dans le temps; l'analyse Exige de grandes connaissances taxonomiques ou l'utilisation d'UTO
Vériébrés (poissons)	Composition spécifique des communautés de poissons	Techniques d'échantillonnage des poissons	Lam Hoi & Lasserre 1984; Arrignon 1970; Environmental Protection Agency 1992 Peut être un indicateur du niveau trophique des lacs



Tableau 5.4 Suivi des changements de qualité de l'eau: pollution par des substances toxiques.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Quantités de substances toxiques: organohalogénés et organophosphorés, métaux lourds, hydrocarbures, etc.)	Teneur en substances toxiques	Mesure directe des teneurs en substances toxiques au moyen de techniques spécifiques aux différentes substances	Hellawell 1986; Allen <i>et al.</i> 1986 Voir une étude des méthodes dans Environmental Protection Agency 1992
		Tests de toxicité	Voir une étude des tests de toxicité dans Spellerberg 1991 FAC 1989; Gupta <i>et al.</i> 1989; Merian 1984 Nécessité de déterminer la substance toxique la plus probable dans la zone humide avant de choisir le test Coûteux, matériel sophistiqué nécessaire, fréquence d'échantillonnage difficile à définir
	Radionucléides	Compteurs Geiger ou techniques spécifiques en fonction des radionucléides	Coûteux et matériel pas facilement disponible Ne peut s'appliquer qu'à des superficies limitées
	Macro-invertébrés	Mesure des concentrations en substances toxiques dans les tissus au moyen de techniques spécifiques à chaque substance	Environmental Protection Agency 1992 Goldberg 1975; Goldberg <i>et al.</i> 1978 On utilise certains bivalves (huîtres, moules par exemple) pour suivre l'accumulation biologique d'HAP et de PCB
	Poissons	Mesure des concentrations en substances toxiques dans les tissus au moyen de techniques spécifiques à chaque substance	Voir une étude dans Hellawell 1986 Environmental Protection Agency 1992 On utilise les poissons pour une large gamme de substances toxiques: métaux, pesticides, PCB
Oiseaux		Mesure des concentrations en substances toxiques dans les œufs, l'organisme, les plumes, etc. Les techniques sont spécifiques à chaque substance	Peakall & Boyd 1987; Ormerod & Tyler 1993a, 1993b On utilise les œufs d'oiseaux pour les insecticides organochlorés et l'organisme en entier ou les plumes pour les métaux lourds, les organochlorés, les hydrocarbures aromatiques, les organophosphorés et les carbamates Les problèmes liés à l'utilisation des oiseaux tiennent à leur grande mobilité
	Saturisme (ingestion de grenaille de plomb par les oiseaux)	Densité de grenaille de plomb dans les sédiments Examen manuel du contenu des gésiers (nombre de grains de plomb) Radioscopie aux rayons X (oiseaux vivants ou morts, gésiers ou contenu de gésiers) Spectrométrie par absorption atomique (tissus corporels: foie, reins, pancréas, os)	Pain 1989, 1991; Montalbano & Hines 1978; Guillard <i>et al.</i> 1994 24-42% des plombs présents passent inaperçus lors d'un examen manuel Les concentrations en plomb dans le sang, le foie et les reins témoignent d'une exposition récente
Suivi biologique	Macrophytes	Présence ou assemblage d'espèces	Empain 1976; McLean & Jones 1975 Les bryophytes et les macrophytes emracinées peuvent indiquer la présence d'ions métalliques (Cd, Cr, Zn, Pb) Les algues sont utiles pour le Cu Les plantes émergentes et terrestres peuvent indiquer la présence de PCB et d'HAP



Tableau 5.4 ... suite. Suivi des changements de qualité de l'eau: pollution par des substances toxiques.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Suivi biologique ... suite	Macro-invertébrés	Présence ou assemblage d'espèces	Voir une étude dans Hellawell 1986 Utilisés comme indicateurs de métaux, d'herbicides, d'insecticides organochlorés et organophosphorés, de PCB
Poissons	Poissons	Observation du comportement des poissons Détection d'ichthyopathologies	Voir une étude dans Hellawell 1986; Spellerberg 1991 Environmental Protection Agency 1992 On utilise les poissons pour une large gamme de substances toxiques: métaux, pesticides, PCB Les problèmes liés à l'utilisation des poissons tiennent à leur mobilité
Indices biologiques	Indices biologiques	Différent indices peuvent être utilisés en fonction de la situation	Voir une étude dans Spellerberg 1991; Hellawell 1986 Environmental Protection Agency 1992 Difficile de distinguer les effets de différents stress Ne permettent pas de donner une alerte rapide



Tableau 5.5a Suivi des changements dus à la pêche et à l'aquaculture.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Suivi de l'activité	Pêche: no. de pêcheurs (classés en fonction du type de pêche), no. d'engins de pêche et type, no. d'installations de pêche fixes, longueur totale de filets, calendrier de pêche Aquaculture: no. de personnels, no. de cages et type, superficie des exploitations de conchyliculture, calendrier d'exploitation	Certaines données (no. de permis de pêche pour professionnels et amateurs, calendrier de pêche, etc.) peuvent être obtenues auprès des services responsables; d'autres doivent être mesurés sur le terrain (à intervalles réguliers) Ces données peuvent être obtenues auprès des exploitants (individus ou sociétés), ou auprès des services responsables	Ces paramètres témoignent de l'intensité de l'activité mais pas de ses effets sur la population et les habitats
Suivi de la population visée	Prises par espèces d'après les statistiques de pêche	Des données peuvent être obtenues auprès des services responsables, des coopératives de pêcheurs, etc.	Informations quantitatives faciles à obtenir sur les ventes de poisson Les prises enregistrées ne constituent que des sous-estimations des prises totales (les circuits parallèles de commercialisation, les invendus, la pêche illégale, etc. ne sont généralement pas inclus) Ne couvre que les espèces commerciales
	Production Captures par unité d'effort (CPUE) Rendement	Mesures directes et calculs	Lam Hoai & Lasserre 1984; Arrignon 1970; Potts & Reay 1987; Environmental Protection Agency 1992 Les données peuvent être utilisées pour analyser les tendances en matière d'effectifs ou pour faire des comparaisons avec d'autres sites
	Structure de la population (mesure de la longueur des poissons, mollusques ou crustacés)	Mesures directes et calculs Des données peuvent être obtenues auprès d'instituts de recherches marines, des services responsables des pêches, etc.	L'importance des déséquilibres entre classes de taille témoigne de l'état des populations et du succès de reproduction (Voir les mêmes références que ci-dessus)
	Efectifs Structure des communautés	Mesures directes Campagnes de pêche au moyen de filets, pièges, etc.	Convient aux espèces menacées d'extinction ou présentant un intérêt et pour déterminer ce qu'il advient d'une espèce introduite Coûteux, demande du temps (Voir les mêmes références que ci-dessus)
Suivi de l'impact	Ciseaux pris dans les engins de pêche Perturbation due au passage des bateaux de pêche: no. d'individus des espèces sensibles aux perturbations; modifications du comportement (abandon du site, abandon des nids, etc.) Destruction des nids Aquaculture: effets sur les espèces et communautés indigènes, etc. Aquaculture: indicateurs d'eutrophisation Aquaculture: superficie de zone humide perdue ou modifiée; fragmentation de l'habitat	Comptage des oiseaux pris dans les filets, pièges, etc. Recensements des oiseaux Techniques d'étude du comportement animal Mesure du succès de reproduction Détection de nouveaux parasites ou de nouvelles maladies, etc. Voir tableau 5.3 (eutrophisation) Voir tableau 5.1 (changements de superficie des zones humides)	Bibby <i>et al.</i> 1992 Indicateurs d'alerte tardive Voir tableau 5.3 (eutrophisation) Voir tableau 5.1 (changements de superficie des zones humides)



Tableau 5.5b Suivi des changements dus à la pression de pâturage.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Suivi de la pression de pâturage	No. de îles/jour (par sexe et classe d'âge) dans une zone déterminée, calendrier de pâturage	Certaines données peuvent être obtenues auprès des services de l'agriculture, d'autres doivent être mesurées sur le terrain (recensements)	Ces paramètres témoignent de l'intensité de l'activité mais pas de ses effets sur les populations et les habitats
	Apport alimentaire complémentaire	Noter les quantités de fourrage complémentaire apporté aux animaux	Utile pour évaluer la densité du bétail par rapport à la capacité de charge
Suivi de l'impact du pâturage	Répartition spatiale des animaux	Recensements, études de la végétation	Duncan 1992
	Etat des animaux	Mesure du poids corporel, de la taille, etc.	Duncan 1992; Evans 1977
	Espèces sauvages: paramètres indirects comme les indices semi-quantitatifs d'abondance	Echantillonnage linéaire, par exemple comptages le long de transects fixes, comptages de densité de fèces	Fournit des estimations indirectes des populations d'herbivores sauvages
	Production, composition spécifique, hauteur, couverture totale, etc.	Différentes techniques en fonction du (des) paramètre(s) choisis: cartographie, techniques d'étude de la végétation, par exemple, exclos, quadrats, transects, photographies prises de points fixes, etc.	Duncan 1992 Bhadra 1986 Goldsmith et al. 1986 Crawley 1983
	Pourcentage de sol nu		
	Abondance des meilleures espèces fourragères		
	Abondance des refus (buissons, espèces non pâturées, etc.)		
	Empiètement des broussailles		
	Rapport espèces annuelles/ pérennes		
	Rapport légumineuses/dicotylédones		
Suivi du pâturage en tant qu'outil de gestion	Compactage du sol, abondance relative de formes de croissance résistantes (comme les roseilles), composition spécifique, pourcentage de sol nu		Une parcelle témoin est nécessaire car ces indicateurs peuvent être affectés par d'autres facteurs
	Etat des animaux	Mesure du poids corporel, de la taille, etc.	Témoigne des effets du piétinement par les herbivores
Suivi du pâturage en tant qu'outil de gestion	Composition spécifique	Différentes techniques en fonction du (des) paramètre(s) choisis: cartographie, techniques d'étude de la végétation, par exemple, exclos, quadrats, transects, photographies prises de points fixes, etc.	Duncan 1992; Evans 1977
	Productivité/biomasse		
	Objectif: stopper la succession végétale		
	Indicateur: couverture de chaque strate (herbacées, broussailles, arbres)		Techniques d'étude de la végétation: Duncan 1992; Bhadra 1986; Goldsmith et al. 1986; Crawley 1983
	Objectif: augmenter la superficie des eaux ouvertes		Indices de diversité: Spellerberg 1991; Magurran 1988; Margalef 1986; Krebs 1972
	Indicateur: superficie des eaux ouvertes	Techniques de cartographie (voir tableau 5.1 changements de superficie des zones humides)	Techniques de recensement des oiseaux: Bibby et al. 1992
Objectif: augmenter la diversité	Indices de diversité (richesse en espèces; Shannon-Weiner, Simpson, etc.)	Techniques d'étude des batraciens: Heyer et al. 1994	
Indicateur: diversité d'espèces	Mesure de l'abondance (recensements, etc.) des représentants de l'espèce cible	Les indicateurs sont spécifiques aux objectifs de gestion. Il est recommandé d'évaluer l'impact du pâturage sur les structures de végétation. Il est aussi recommandé de choisir des indicateurs proches du fait même de pâturer. Une parcelle témoin est nécessaire car ces indicateurs peuvent être affectés par d'autres facteurs.	

Tableau 5.5c. Suivi des changements dus à la chasse.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Suivi de la pression de chasse	No. de permis de chasse (classés selon le type de chasse); calendrier de chasse; no. de jours de chasse No. de chasseurs/jours dans tel site No. de coups de feu tirés par heure	Certaines données (no. de permis de chasse, calendrier de chasse, etc.) peuvent être obtenues auprès des services responsables; d'autres (comme le nombre de chasseurs/jour) doivent faire l'objet de mesures sur le terrain (à intervalles réguliers)	Ces paramètres témoignent de l'intensité de l'activité mais pas de ses effets sur les populations et les habitats
Impact direct sur les populations d'oiseaux d'eau	No. d'individus présents, pour les espèces chassées et non chassées	Recensements périodiques des oiseaux pendant la saison de chasse Etudes nationales ou locales des tendances en matière d'oiseaux d'eau	Bibby <i>et al.</i> 1992 Les données collectées au niveau local doivent être comparées à des tendances plus générales ou à des données provenant de sites témoins (chasse interdite)
	Tendances en matière de populations d'oiseaux d'eau	Recensements internationaux des oiseaux d'eau	Rose 1990, 1995; Rose & Scott 1994
Impact indirect: perturbation des espèces	Importance du prélèvement (no. d'oiseaux abattus/jour)	Ces données peuvent parfois être obtenues auprès d'associations de chasseurs	
	No. d'individus présents, pour les espèces chassées et non chassées	Recensements périodiques des oiseaux	Bibby <i>et al.</i> 1992; Bell & Owen 1990 Les données collectées au niveau local doivent être comparées à des tendances plus générales ou à des données provenant de sites témoins (chasse interdite)
Impact indirect: modification des habitats du fait des aménagements cynégétiques	Etat des oiseaux et taux d'accumulation de graisses	Etude du profil abdominal des oiseaux	MacIsen 1994
	Temps passé à s'alimenter	Observations d'oiseaux	Smit & Vasser 1993
	Empoisonnement au plomb	Voir tableau 5.4 (pollution par des substances toxiques)	Voir tableau 5.4 (pollution par des substances toxiques)
	Régime d'inondation	Périodes d'inondation, d'assèchement, niveaux d'eau, etc. Voir tableau 5.2 (changements du régime hydrologique)	Voir tableau 5.2 (changements du régime hydrologique)
	Structure de la végétation	Cartographie; techniques d'étude de la végétation (Voir tableaux 5.1 et 5.5b)	Voir tableaux 5.1 et 5.5b
	Fragmentation de l'habitat	Voir tableau 5.1 (changements de superficie d'une zone humide)	Voir tableau 5.1 (changements de superficie d'une zone humide)



Tableau 5.5d Suivi des changements dus au tourisme et aux activités récréatives.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Changements de superficie de la zone	Superficie perdue ou convertie Fragmentation de l'habitat	Voir tableau 5.1 (changements de superficie d'une zone humide)	Voir tableau 5.1 (changements de superficie d'une zone humide)
	Teneurs en éléments nutritifs	Voir tableau 5.3 (eutrophisation)	Voir tableau 5.3 (eutrophisation)
Pollution	Pollution fécale	Comptage des bactéries fécales	Voir tableau 5.4 (pollution par des substances toxiques)
	Pulvérisation de substances toxiques pour la lutte contre les nuisibles (moustiques, etc.)	Techniques dépendant du type de produit	Voir tableau 5.4 (pollution par des substances toxiques)
Pression exercée par les touristes	No. de visiteurs (par jour, mois, an)	Décompte des visiteurs ou des véhicules à certains points fixes (par exemple à l'entrée du site) ou le long de transects, par unité de temps	Goldsmith 1983; Goldsmith <i>et al.</i> 1970 Ces paramètres témoignent de l'intensité de l'activité mais pas de ses effets sur les populations et les habitats
	Répartition des visiteurs	Photographie à intervalles réguliers	
Piétinement	Type d'activités menées par les visiteurs	Enquêtes par distribution de questionnaires aux visiteurs	
	Pourcentage de sol nu	Différentes techniques en fonction du (des) paramètre(s) choisis: cartographie, abondance des espèces, techniques d'étude de la végétation, par exemple, quadrats, transects, photographies prises de points fixes, etc.	Voir tableaux 5.1 et 5.5b Témoigne du degré de piétinement dû à la pression des visiteurs
Perturbation	Composition spécifique, présence de plantes tolérantes au piétinement (plantes annuelles, formes en rosette, rampantes, etc.)	Recensement des espèces animales	Bibby <i>et al.</i> 1992 Les données collectées au niveau local doivent être comparées à des données plus générales ou à des témoins (par exemple, décomptes lors de jours/époques sans visiteurs) Permet des comparaisons entre sites
	Structure de la végétation	Techniques d'étude du comportement animal Mesure du succès de reproduction et du taux de prédation	Indicateurs d'alerte tardive
	No. d'individus d'espèces sensibles aux perturbations		
	Modifications du comportement animal (abandon du site, des nids, etc.)		
	Destruction des nids; taux de prédation		



Tableau 5.6 Suivi des changements dus à l'introduction d'espèces exogènes.

Groupe	Indicateurs	Techniques	Références et commentaires
Efectifs	Les indicateurs et les techniques dépendent du groupe auquel appartient l'espèce introduite (végétaux, invertébrés, poissons, batraciens, reptiles, oiseaux, mammifères)	Techniques d'études de la végétation Techniques d'étude de la faune	Moore & Chapman 1986 Southwood 1978; Pollard & Yates 1993 Lam Hoai & Lasserre 1984; Potts & Reay 1987 Heyer et al. 1994; Bibby et al. 1992 Davies 1982
Effets sur les espèces indigènes	Reproduction inter-espèces	Les techniques dépendent du groupe Recensement des hybrides (par exemple, <i>Oryza jamaicensis</i>).	Voir ci-dessus
	Prédation Compétition	Les techniques dépendent du groupe: techniques d'échantillonnage de la végétation, recensement des espèces indigènes proies ou concurrentes, etc.	Voir ci-dessus
Effets sur l'hydrologie	Niveau de la nappe phréatique	Mesure au moyen de piézomètres, dans des puits (par exemple, changements dus aux plantations d' <i>Eucalyptus</i>) Voir tableau 5.2 (changements du régime hydrologique)	Voir tableau 5.2 (changements du régime hydrologique)
	Régime hydrologique	Voir tableau 5.2 (changements du régime hydrologique)	Voir tableau 5.2 (changements du régime hydrologique)
Effets sur la structure de l'habitat	Structure de la végétation	Techniques d'étude de la végétation Voir tableaux 5.1 et 5.5b	Voir tableaux 5.1 et 5.5b