

Suivi De La Biodiversité Pour La Gestion Des Ressources Naturelles

Manuel d'Initiation

Publié par la

giz Deutsche Gesellschaft
für Internationale
Zusammenarbeit (GIZ) GmbH

**SN
RD** Asia
Sector Network Rural Developments and Natural Resources Asia

Remerciements:

Ce manuel est un produit du réseau sectoriel développement rural en Asie (Asia Sector Network Rural Development, SNRD) de la coopération technique allemande (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH). Y ont contribué le projet de la GIZ intitulé «Gestion Durable de la Biodiversité au Caucase du Sud», le portfolio de la GIZ sur la Biodiversité et l'adaptation aux Changements Climatiques (Biodiversity and Climate Change Adaptation Portfolio, BCCAP) au Bangladesh, et le Groupe de Travail Biodiversité du SNRD. Des commentaires pertinents ont été donnés par Stefan Bepler, Urs Hintermann, Ismet Khaeruddin, Mirjam de Koning, Yannick Kühl, Isabel Renner et Klaus Schmitt.

Pour tout commentaire ou question, veuillez vous adresser à Florian Werner (florian.werner@giz.de).

LISTE DES ABRÉVIATIONS	4
1 INTRODUCTION	6
1.1 Contexte de ce manuel	6
1.2 Définition du Suivi de la Biodiversité	7
1.3 Pourquoi et quand faire un suivi de la biodiversité ?	8
1.4 Les Engagements Internationaux pour le Suivi de la Biodiversité	9
2 CHOISIR LES INDICATEURS PERTINENTS	10
2.1 Considérer les catégories d'indicateur	11
ENCADRÉ 1. Catégories d'Indicateurs pour une Gestion Modulable	12/13
2.2 Qu'est-ce qu'un bon indicateur?	14
3 MOBILISER LES PARTENAIRES	16
3.1 Mobilisation des parties prenantes	16
3.2 Possibilités et Défis du Suivi Participatif de la Biodiversité	16
Possibilités du Suivi Participatif de la Biodiversité	17
Défis et Restrictions du Suivi Participatif de la Biodiversité	17
3.3 D'avantage de Partenaires?	18
Science Citoyenne	18
Milieu académique	18
Secteur Privé	19
4 PLANIFIER LES ACTIVITÉS DE SUIVI	20
4.1 Types de suivi	20
4.2 Types de collecte de données	21
4.3 Conception de l'étude et Méthodologie d'Enquête	22
ENCADRÉ 2. Checklist pour le Suivi de la Biodiversité	23
4.4 Gérer les données brutes	24
4.5 Analyse des données et interprétation	24
4.6 Comment utiliser au mieux les résultats?	26
Sécuriser et partager les données	26
Utiliser les résultats pour la gestion	26
Partager les résultats en les publiant	26
5 BIBLIOGRAPHIE	28
6 RESSOURCES SUPPLÉMENTAIRES	31
Gestion Modulable et Suivi Opportuniste	31
Suivi Participatif	31
Références Classiques pour le Suivi	32
Sélection d'Indicateurs de Suivi	33
Conception d'Etude et Analyse de Données	34
Méthodes de Surveillance pour des Groupes d'Organismes Spécifiques	34
Logiciels pour la Gestion de Données et l'Analyse	36
ANNEXES	38
Annexe 1. Conception d'Etude pour le Suivi de Terrain	38
Annexe 2. Gérer la Variabilité des Echantillonnages Aléatoires	39
Annexe 3. Les Organismes comme Indicateurs	41
EMPREINTE	45

ANSAB	Asia Network for Sustainable Agriculture and Bioresources. Réseau Asiatique pour l'Agriculture Durable et les Ressources Biologiques.
AP	Aire Protégée. En anglais : PA Protected Area.
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. En anglais : UNFCCC UN Framework Convention on Climate Change.
CDB	Convention sur la Diversité Biologique. En anglais : CBD Convention on Biological Diversity.
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
CMS	Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. Convention sur la conservation des espèces migratoires appartenant à la faune sauvage.
COP	Conference of Parties. Conférence des Parties.
EISB	Évaluation des Impacts Sociaux et sur la Biodiversité. En anglais : SBIA Social and Biodiversity Impact Assessment.
EMR	Evaluation des Menaces et des Risques. En anglais: TRA Threat Reduction Assessment
ENV	Education for Nature Vietnam. Education pour la Nature Vietnam.
FAO	The Food and Agriculture Organization of the United Nations. Organisation des Nations Unies pour l'Agriculture et l'Alimentation.
GBIF	Global Biodiversity Information Facility. Système mondial d'information sur la biodiversité.
GIZ	Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit. Agence allemande de coopération internationale.
ITPGRFA	International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture. Traité international sur les ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture.
LIDAR	Light Detection And Ranging. Détection et télémétrie par ondes lumineuses
METT	Management Effectiveness Tracking Tool. Instrument de suivi de l'efficacité de gestion
NBSAP	National Biodiversity Strategy and Actions Plan. Plan d'action et Stratégie nationale de biodiversité.
OCDE	Organisation pour la Coopération Economique et le Développement. En anglais : OECD Organisation for Economic Cooperation and Development.
ONG	Organisation Non Gouvernementale. En anglais : NGO Non-Governmental Organisation.
PCEB	Programme de Compensation Entreprise et Biodiversité En anglais : BBOP Business and Biodiversity Offset Programme.
PEBR	Pression-Etat-Bénéfice-Réponse. En anglais : PSBR Pressure-State-Benefit-Response.
PER	Pression-Etat-Réponse. En anglais : PSR Pressure-State-Response.
PFNL	Produits Forestiers Non Ligneux. En anglais : NTFP Non-timber forest product.
PNUE	Programme des Nations unies pour l'environnement. En anglais: UNEP United Nations Environment Programme.
PPP	Public-Private Partnerships. Partenariat Public-Privé
REDD+	Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation. Réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts.
RESE	Réseau d'Evaluation et de Surveillance Ecologique. En anglais : EMAN Ecological Monitoring and Assessment Network.

RSDR	Réseau Sectoriel de Développement Rural. En anglais : SNRD Sector Network Rural Development.
S&E	Suivi et Evaluation. En anglais : M&E Monitoring and Evaluation.
SB	Suivi de Biodiversité. En anglais : BM Biodiversity Monitoring.
SMART	Sensitive, Specific, Measurable, Achievable, Time-bound. Spécifique, mesurable, atteignable, réalisable dans le temps.
SMART	Spatial Monitoring and Reporting Tool. Outil de suivi et signalement spatial (logiciel pour la gestion des aires protégées)
SPANB	Stratégies et plans d'action nationaux pour la diversité biologique
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity. L'économie des écosystèmes et de la biodiversité
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature. En anglais : IUCN International Union for the Conservation of Nature.
WHC	World Heritage Convention. Convention du patrimoine mondial.

1.1 Contexte de ce manuel



Le suivi de la diversité biologique (biodiversité) est de plus en plus exigé dans le secteur du développement international, car le rôle clé de la biodiversité dans la garantie des moyens de subsistance par la fourniture de biens de base et de services écosystémiques est de plus en plus reconnu. En même temps, la croissance mondiale rapide des programmes de conservation visant à inciter les communautés et les autres acteurs locaux à conserver efficacement les ressources naturelles a donné une nouvelle importance au suivi de la biodiversité, pour évaluer si les accords et les objectifs liés aux paiements sont atteints (Danielsen et al. 2014).

Les praticiens des secteurs de la foresterie durable, de l'agriculture, de la pêche et de la conservation, qui sont confrontés au suivi de la biodiversité, n'ont souvent aucune affinité de fond avec les sciences de la biodiversité. L'Internet leur offre une quantité importante d'informations, dont le filtrage permet de gagner du temps. Cette brève introduction au suivi de la biodiversité vise à fournir des conseils pratiques aux professionnels travaillant dans la gestion durable des ressources naturelles, en particulier dans les pays en développement. Il aborde certaines des principales questions, défis et erreurs du suivi de la biodiversité et propose des références soigneusement sélectionnées pour une lecture plus approfondie.

1.2 Définition du Suivi de la Biodiversité

La biodiversité est depuis longtemps un mot à la mode dans de nombreux domaines, mais ses définitions sont hétérogènes. Certains utilisent le terme de manière très restrictive pour désigner des espèces uniques ou des groupes d'espèces d'intérêt exceptionnel pour la conservation ou d'importance économique, d'autres (y compris la plupart des écologistes) associent la biodiversité à un contexte beaucoup plus général et global. Les définitions divergentes donnent souvent lieu à des idées fausses et à des malentendus. Définir clairement la biodiversité et les termes clés connexes est donc une première étape importante pour s'assurer que les parties prenantes trouvent un terrain d'entente efficace sur les objectifs et les concepts du suivi de la biodiversité. À ce jour, la biodiversité est généralement définie comme englobant trois dimensions: **«la diversité au sein des espèces (gènes), entre les espèces et des écosystèmes»** (CDB, article 2), y compris les plantes et les animaux domestiques.

Le suivi, défini comme la collecte et l'analyse d'observations ou de mesures répétées pour évaluer les changements dans les conditions et les progrès accomplis dans la réalisation d'un objectif de gestion (Elzinga et al. 2001), peut être appliqué aux trois dimensions de la biodiversité. Cependant, en particulier la surveillance des gènes, a quelques limitations pratiques. Par exemple, la mesure des allèles (formes alternatives de gènes) nécessite des systèmes de détection sophistiqués et coûteux. Il est maintenant largement reconnu que ce n'est pas simplement le nombre d'allèles, mais la manière dont ils se combinent pour former des génotypes multi-locus qui détermine la diversité génétique.



Les écosystèmes sont souvent non déterminés (zones de transition continues, écotones non définis); d'où une définition, leur nombre et leur superficie sont arbitraires dans une certaine mesure (Boyle 2001). Les espèces biologiques sont plus quantifiables: ce sont des unités naturelles et (surtout) intuitives qui constituent les éléments de base des écosystèmes et peuvent être évaluées relativement facilement sur le terrain. Traditionnellement, les mesures de la diversité des espèces et de la structure de l'écosystème sont les principales dimensions de la biodiversité en tant que telle (l'état de la biodiversité) évaluées par de nombreux projets de suivi de la biodiversité et sont également abordées plus en détail dans les annexes. Cependant, comme indiqué ci-dessous, les programmes de suivi devraient non seulement considérer la quantification de l'état de la biodiversité, mais aussi inclure les facteurs, les pressions et les réponses de gestion, de gouvernance et de politique.

1.3 Pourquoi et quand faire un suivi de la biodiversité ?

Outre les services d'approvisionnement évidents (par exemple nourriture et médicaments), la biodiversité offre une multitude de services de régulation (par exemple régulation du climat, pollinisation des cultures), culturels et de soutien (maintien du fonctionnement de l'écosystème, Kumar 2010).

Bien qu'un grand nombre de ces services écosystémiques ne soient pas liés à des espèces individuelles et que de nombreux écosystèmes semblent plus riches en espèces que nécessaire pour soutenir le fonctionnement de l'écosystème, les espèces individuelles comptent. Les écosystèmes riches en espèces ont une productivité et une stabilité plus élevées, sont plus résistants aux espèces envahissantes et plus résistants aux changements climatiques et aux catastrophes naturelles (par exemple Peterson et al. 1998, Gamfeldt et al. 2013). Surtout, ils ont un potentiel plus élevé d'adaptation aux changements climatiques fondé sur l'écosystème, ce qui peut atténuer d'énormes pertes économiques. De plus, on estime que l'impact de la perte de biodiversité n'est que graduel à un certain seuil critique de stress écosystémique (le « point de basculement ») auquel les fonctions et services de l'écosystème s'effondrent.

Le suivi des mesures de la biodiversité et des paramètres connexes permet de détecter, de quantifier et de prévoir les tendances de l'état de la biodiversité et de mesurer la conformité aux normes et l'efficacité de la gestion. Cela permet aussi d'améliorer la compréhension des relations causales entre les actions humaines et la biodiversité. En permettant une prise de décision éclairée, le suivi fournit une base fondamentale pour une gestion et une gouvernance efficaces de la biodiversité.



1.4 Les Engagements Internationaux pour le Suivi de la Biodiversité

La Convention sur la Biodiversité (CDB) a fixé un certain nombre d'objectifs approuvés par les Etats signataires de la convention (Parties contractantes). Lors de la 11ème Conférence des Parties de la CDB à Hyderabad (2012), les pays donateurs ont convenu de doubler le total des ressources financières internationales liées à la biodiversité d'ici 2015 et ont promis de maintenir ou d'augmenter ces niveaux jusqu'en 2020. L'article 6 de la CDB exige que les États élaborent des stratégies et plans d'action nationaux pour la diversité biologique (SPANB) qui décrivent comment ils entendent réaliser les objectifs de la Convention à la lumière des circonstances nationales spécifiques.

Le plan stratégique de la CDB 2011-2020 pour la diversité biologique, qui comprend les 20 Objectifs d'Aichi pour la Biodiversité, engage chaque Partie contractante à suivre et à examiner la mise en œuvre de ses SPANB, en utilisant l'ensemble des indicateurs élaborés pour les **Objectifs d'Aichi pour la Biodiversité**, à rapporter à la COP. Tout SPANB devrait donc inclure des mesures, des progrès accomplis vers les objectifs d'Aichi.

Les engagements pris dans d'autres conventions internationales exigent ou suggèrent également un suivi de la biodiversité au niveau national :

- › Convention sur les zones humides (**Convention Ramsar**) : identification et surveillance des zones humides d'importance internationale sur la base de critères clairs ;
- › Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (**CITES**) : surveillance du commerce international des espèces sauvages ;
- › Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (**CMS** ou « Convention de Bonn ») : suivi des populations et tendances de certaines espèces migratrices ;

- › Traité international sur les ressources phyto génétiques pour l'alimentation et l'agriculture (**ITPGRFA**) : suivi de l'appauvrissement génétique des plantes agricoles (soutenu par une base de données internationale : **Système d'Information International**) ;
- › Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (**CCNUCC** : en particulier concernant les co-bénéfices de la biodiversité forestière dans le cadre de la REDD+) ;
- › Convention du patrimoine mondial (**WHC**) : identification et suivi des sites d'une valeur culturelle et naturelle exceptionnelle.

La plupart de ces conventions ont élaboré des lignes directrices et des protocoles de surveillance spécifiques (par exemple pour **les zones humides Ramsar**). Pour plus d'informations, voir **le site Internet de la CDB** ou Latham et al. (2014).

Les programmes de suivi de la biodiversité, souvent élaborés à la suite d'engagements pris au niveau international, sont au bout du compte des obligations de gouvernements nationaux. En effet, le suivi de la biodiversité vise à éclairer la prise de décision par les agences des gouvernements nationaux et locaux. La collecte des données est souvent coordonnée par l'agence statistique nationale, avec la collaboration du Ministère de l'environnement et la contribution d'autres organismes gouvernementaux (foresterie, pêche, agriculture, aménagement du territoire, etc.). Aux côtés des organismes gouvernementaux, les ONG nationales et internationales et les institutions de recherche produisent souvent des indicateurs ou collectent des données brutes. Le développement d'un système de suivi de la biodiversité exige donc souvent une bonne connaissance de plusieurs parties prenantes et la capacité de s'engager et de coopérer avec elles.



Un indicateur est communément défini comme une mesure basée sur des données vérifiables qui transmettent des informations sur plus que lui-même. En termes très généraux, l'attrait des indicateurs de biodiversité est donc de fournir des informations plus larges sur la biodiversité d'une manière techniquement et financièrement réalisable. Les indicateurs sont systématiquement liés à des critères spécifiques, en particulier dans la gestion des forêts (« critères et indicateurs »). Les critères définissent l'éventail des objectifs de gestion et les éléments ou principes essentiels de la gestion. Chaque critère se rapporte donc à un élément clé de la réussite de la gestion, et l'association d'indicateurs à des critères spécifiques permet de mettre en place un ensemble complet et efficace d'indicateurs (ciblés).

Toute discussion sur la surveillance de la biodiversité doit commencer par la question : **Quels sont les objectifs finaux du suivi ?**

Le choix d'indicateurs appropriés n'est fait qu'après s'être mis d'accord sur des objectifs de suivi clairs et spécifiques entre les principales parties prenantes.

2.1 Considérer les catégories d'indicateur

Les indicateurs de l'état de la biodiversité peuvent être classifiés selon leur fonction, leur structure ou leur composition et en fonction de leurs niveaux organisationnels (**figure 1**).

Cependant, l'approche classique de suivi de la biodiversité elle-même (son état, par exemple l'abondance ou la composition des espèces, la qualité de l'habitat ou la quantité) est rarement suffisante pour éclairer les décisions managériales ou politiques. C'est en partie parce que de tels indicateurs d'état, tout en documentant les changements dans la biodiversité, ne fournissent que rarement des informations utiles sur les facteurs moteurs de ces tendances. Le suivi de l'état de la biodiversité est également une tâche coûteuse et à long terme. Compte tenu de la relation causale présumée entre les objectifs de gestion, les pressions spécifiques (ou menaces, facteurs de stress) et les interventions de gestion conçues pour atténuer ces pressions, la surveillance des pressions et des réponses permet de mesurer les

progrès conduisant aux objectifs de gestion sur des périodes plus courtes (Rao et al. 2009, **figure 2**).

Le modèle pression-état-réponse (PER) (OCDE, 1994) est un cadre conceptuel utile et largement appliqué pour la sélection des indicateurs de la biodiversité qui considère les lacunes de ces approches. Le message central du PER est que les programmes de surveillance ne devraient jamais surveiller les objectifs de conservation de manière isolée, mais devraient toujours inclure les influences positives et négatives sur ces cibles (Richards & Panfil 2011), combinant ainsi des indicateurs de pressions, d'états et de réponses. Une autre catégorie d'indicateurs de la biodiversité à considérer sont les indicateurs de bénéfices (BDC 2011, **encadré 1**).

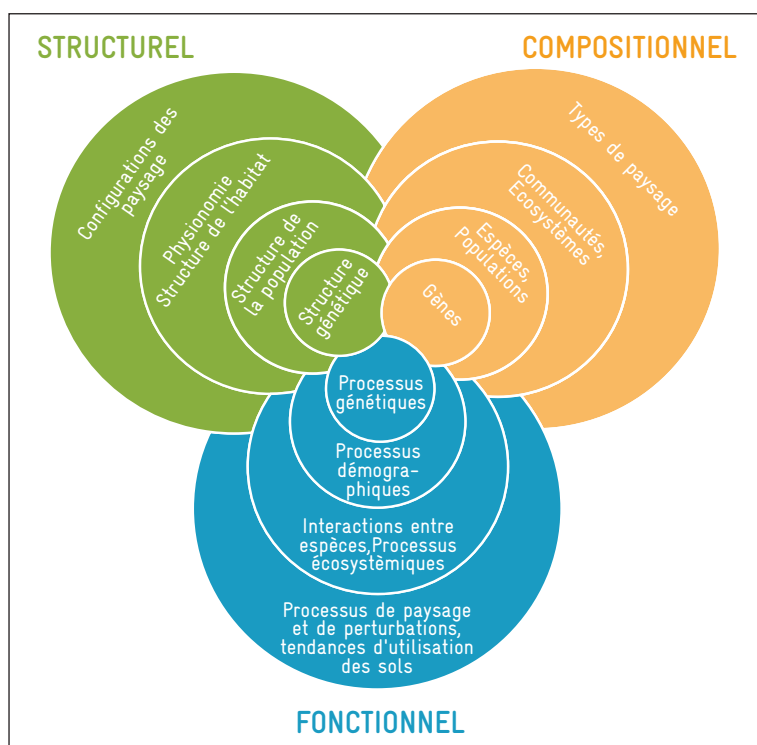
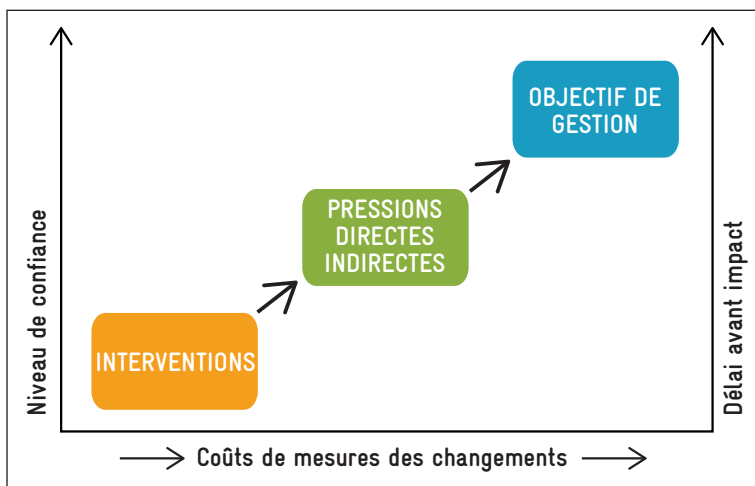


figure 1

Composantes liées à la composition, aux structures et aux fonctions de l'état de la biodiversité, chacune englobant plusieurs niveaux d'organisation. Ce cadre conceptuel facilite la sélection des indicateurs d'état. Les paramètres structurels peuvent souvent être efficaces sur le plan des ressources; par exemple la quantité de bois mort d'une forêt est facile à mesurer, a tendance à être bien mise en corrélation avec de nombreuses mesures de la biodiversité et peut donc servir de bon indicateur de santé de l'écosystème. Les aspects fonctionnels ont tendance à être importants pour la compréhension des processus et des relations de cause à effet et jouent un rôle important dans la recherche fondamentale et le suivi de la validation, mais moins dans la mise en œuvre et le suivi de l'efficacité. Source : redessiné d'après Noss 1990.

**figure 2**

Compromis en termes de coûts, de temps et de niveau de confiance lors du suivi des interventions du projet (réponses de la direction), des pressions ou des objectifs de gestion (état de la biodiversité) eux-mêmes. Les pressions indirectes se rapportent ici à des facteurs socio-économiques ultimes (par exemple croissance de la population) derrière des pressions directes (proches) (par exemple la surpêche). Source: modifié après Rao et al. 2009.

ENCADRÉ 1

CATÉGORIES D'INDICATEUR POUR UNE GESTION MODULABLE

Les stratégies et les plans de gestion sont invariablement fondés sur des hypothèses (risques, menaces, opportunités, relations de cause à effet) qui peuvent ou non être correctes dans certaines circonstances et qui changent au fil du temps. La gestion modulable facilite la prise en compte de ces incertitudes inhérentes grâce à un processus itératif de questionnement éclairé et de réajustement des stratégies de gestion basé sur les résultats de la surveillance. Le concept simple de gestion modulable est donc un cycle régulier de planification, de mise en œuvre et de suivi, garantissant une gestion continuellement et efficacement améliorée par l'apprentissage. Le cadre PER/PEBR, étroitement lié à ce concept, aide à maximiser la valeur pratique des ensembles d'indicateurs (figure 3 à la page suivante).

ENCADRÉ 1

CATÉGORIES D'INDICATEUR POUR UNE GESTION MODULABLE

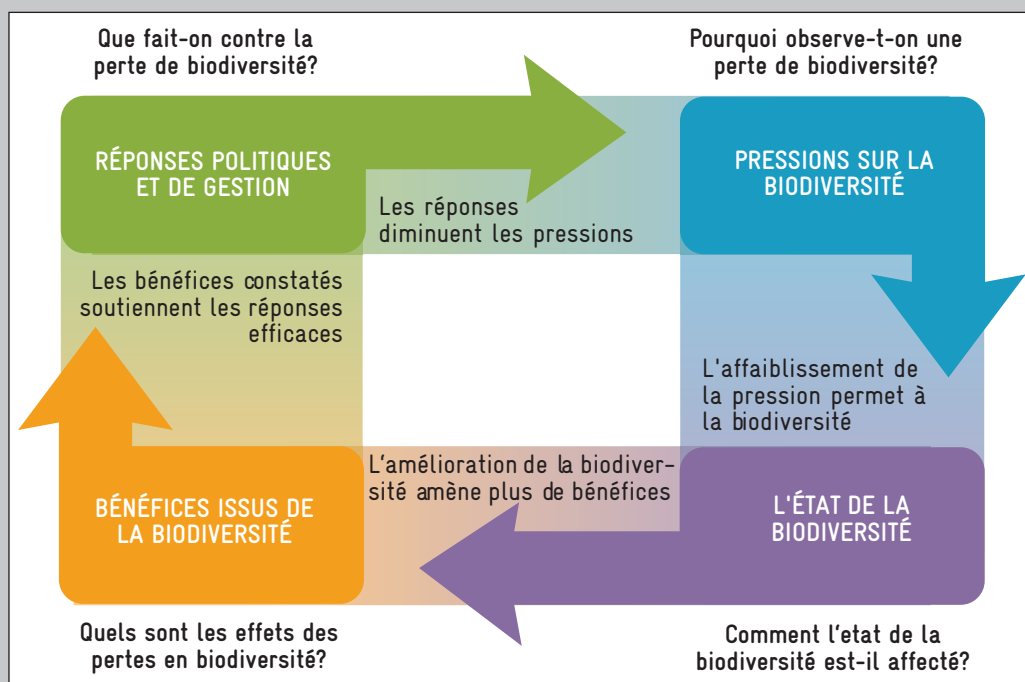


figure 3

Schéma de Pression-Etat-Bénéfice-Réponse (PEBR) des types d'indicateurs de biodiversité (d'après Sparks et al. 2011). Les indicateurs incluent, par exemple, **les pressions** : les facteurs socio-économiques du changement d'affectation des terres et les pressions directes qui en découlent (conversion, dégradation, fragmentation des habitats), les espèces envahissantes, les activités extractives, les changements climatiques, la pollution et les pressions potentielles (comparez avec la figure 4) ; **état** : taille et étendue des populations d'espèces, richesse spécifique, composition de la communauté, stocks de carbone forestier, étendue et état de l'habitat, etc. ; **bénéfices** : d'approvisionnement (nourriture, matières premières, énergie, médecine), de régulation (par exemple régulation climatique, purification de l'eau, pollinisation des cultures), de soutien (maintien du fonctionnement des écosystèmes, p.ex. cycle des nutriments), les services écosystémiques culturels (par exemple : spirituel, récréatif), les services d'approvisionnement en eau potable niveau de services fournis (par exemple volume d'eau ou de bois), valeur monétaire ou dérivée (p.ex. les emplois dans le secteur forestier), etc. ; **réponses** : p.ex. l'investissement en ressources dans la durabilité, les efforts d'application de la loi/gestion, les lois et les politiques.

Notez que les indicateurs individuels peuvent correspondre à plus d'une catégorie; par exemple, la couverture forestière peut indiquer la pression, l'état, la réponse et les avantages. Parce qu'ils sont difficiles à évaluer, les indicateurs de pression, de bénéfice et de réponse sont souvent basés sur des informations existantes (par exemple, des bureaux nationaux de statistiques). Les indicateurs de bénéfices aident à mettre en évidence et à communiquer la valeur de la biodiversité et sont de plus en plus utilisés dans les programmes d'incitation. Cependant, ils ont tendance à être plus difficiles que les indicateurs des autres catégories. Une variante encore plus complexe du concept de PBR est le modèle éléments moteurs-pressions-état-incidences-réactions (DPSIR).

<http://www.epa.gov/ged/tutorial/>

2.2 Qu'est-ce qu'un bon indicateur ?

Pour obtenir des résultats utiles, le suivi de la biodiversité doit être adapté à des objectifs spécifiques. Il est donc essentiel de définir clairement les objectifs de surveillance à un stade précoce de la planification.

Les critères SMART sont cruciaux dans la sélection des indicateurs. Un bon indicateur de biodiversité devrait être :

- › **Sensible et spécifique** à la condition environnementale (état), à la pression ou à la réponse en question. La sensibilité se réfère à la détectabilité rapide des changements fins ;
- › **Mesurable**, si possible quantitativement, afin de permettre une certaine confiance dans les résultats ;
- › **Réalisable** avec les ressources disponibles et économique (rentable) ; voir également l'annexe 3, en particulier la surveillance des espèces respectives ;
- › **Pertinent** par rapport aux objectifs de surveillance convenus, à la gestion et à la politique des ressources naturelles; tout système de suivi devrait en outre fournir des liens clairs avec le SPANB et ses objectifs (voir l'exemple de la figure 4) ;
- › **Limité dans le temps**, car les résultats doivent être accessibles dans un délai défini et fournir des informations sur les changements dans le temps.

D'autres considérations pratiques incluent :

- › Le choix **d'indicateurs sensibles aux changements positifs et négatifs** ;
- › Le choix de **plusieurs indicateurs** à chaque fois que c'est possible. Les systèmes naturels sont complexes et même un indicateur soigneusement choisi peut fluctuer de façon imprévisible; par exemple une population d'espèces due à une maladie ou à des événements climatiques extrêmes (Richards & Panfil 2011) ou peut être affectée par des facteurs extérieurs à la zone de surveillance (par exemple espèces migratrices, qualité de l'eau dans un bassin partagé) ;
- › **Intuitivité**. L'indicateur est-il assez facilement compris pour être efficacement communiqué aux parties prenantes locales et aux décideurs ? S'agit-il de quelque chose que les gens peuvent utiliser ou a-t-il une valeur émotionnelle ?
- › **Disponibilité de l'information**. Les données historiques peuvent constituer une base de référence précieuse (par exemple, le changement d'affectation des terres, la répartition ou l'abondance des espèces), tandis que les données actuelles (par exemple les indices socio-économiques des statistiques nationales) peuvent compléter de nombreux systèmes de surveillance ;
- › **Durabilité**. Le système de surveillance peut-il être institutionnalisé (c'est-à-dire inclus dans les fonctions des agences gouvernementales) afin d'assurer sa mise en œuvre à long terme ?

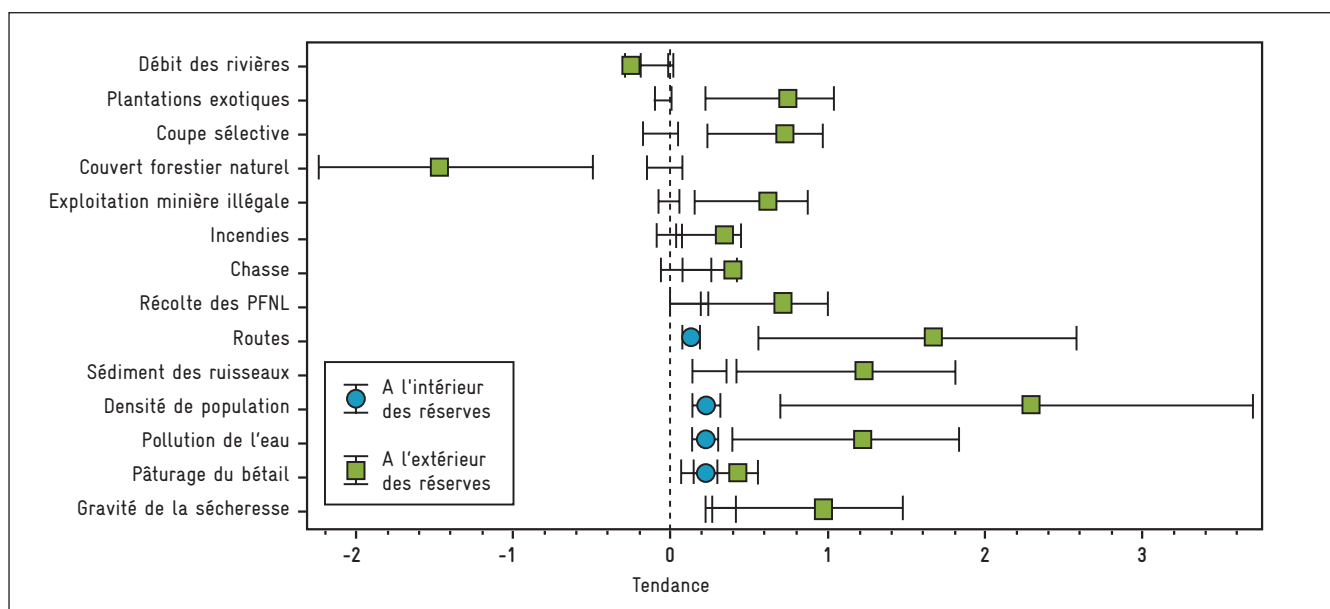


figure 4

Niveaux ressentis des indicateurs des pressions habituelles sur la biodiversité des forêts tropicales. Cette figure montre les tendances temporelles (moyennes et intervalles de confiance à 95%) dans certaines pressions à l'intérieur (cercles bleus) et à l'extérieur (carrés verts) de 59 réserves de forêts tropicales dans le monde entier. Les tendances sont affichées sous la forme d'un index relatif basé sur un questionnaire semi-quantitatif (Laurance et al. 2012). L'évaluation de la réduction de la menace (Margoulis & Salafsky 2001) offre un outil bien établi pour concevoir des études sur les indicateurs de pression; l'outil de suivi de l'efficacité de la gestion (METT, Stolton et al. 2007) fournit un autre outil encore plus vaste pour une évaluation des indicateurs pertinents à la gestion de la conservation par le biais de questionnaires.

3 / MOBILISER LES PARTENAIRES

16

3.1 Mobilisation des parties prenantes

Une identification précoce et une consultation approfondie des parties prenantes concernées du niveau international au niveau local sont essentielles pour assurer le succès des initiatives de surveillance. Cela permet d'éviter les malentendus et de maximiser le soutien, de définir des objectifs de suivi communs, de sélectionner des indicateurs appropriés et d'optimiser les méthodologies. La participation des parties prenantes est également essentielle pour assurer la durabilité des dispositifs de suivi (par exemple, financement à long terme, institutionnalisation). Les parties prenantes concernées comprennent toutes les entités et personnes qui peuvent fournir la capacité, les données et l'expertise technique nécessaires et celles qui sont affectées par les activités de suivi et les résultats ou qui en bénéficient.

Les objectifs et les indicateurs doivent être adaptés aux besoins des parties prenantes. En pratique, cependant, les parties prenantes ont tendance à en demander trop. Il est donc important de remettre en question les idées et souhaits initiaux, par exemple : « *Qu'allez-vous faire avec cette information ? Serait-ce suffisant d'avoir seulement ... ?* » La rédaction de modèles de résultats et de matrices de produits aide à identifier les besoins réels et à limiter les coûts. Des paramètres moins nombreux mais significatifs et bien évalués seront plus informatifs que de nombreux indicateurs mal évalués. La consultation des parties prenantes est un processus itératif qui peut souvent nécessiter beaucoup de médiation pour trouver des compromis pratiques.



3.2 Possibilités et Défis du Suivi Participatif de la Biodiversité

Le terme « suivi participatif » est généralement appliqué aux activités de surveillance impliquant des populations locales (Evans & Guariguata 2008). Alors que la participation de l'expertise locale des institutions gouvernementales ou des

ONG pour le suivi de la biodiversité est déjà une pratique courante, la participation des communautés locales reste largement sous-utilisée.

Possibilités du Suivi Participatif de la Biodiversité

Quelle que soit leur formation, les populations locales engagées peuvent collecter des données de haute qualité à faible coût (voir Danielsen et al. 2014). La participation des communautés locales, des résidents et des institutions dans le suivi de la biodiversité peut apporter un certain nombre d'avantages importants tels que :

- › Sensibilisation, réflexion et sens de l'appropriation de leur biodiversité par les communautés locales et les autres acteurs locaux ;
- › Augmentation du soutien pour la conservation parmi les communautés locales et les autres parties prenantes locales ;
- › Amélioration des moyens de subsistance locaux grâce à des revenus supplémentaires ;
- › Fusion des connaissances traditionnelles autochtones avec une rigueur scientifique ;
- › Promotion des capacités humaines locales ;
- › Possibilité d'intensifier la surveillance avec une main-d'œuvre abordable (par exemple lorsque la collecte de données sur le terrain est nécessaire). Les approches de surveillance participative peuvent réduire énormément les coûts (voir par exemple Holck 2008) ;
- › Amélioration de la durabilité des systèmes de surveillance grâce à de faibles coûts de fonctionnement et à des structures locales permanentes.

Défis et Restrictions du Suivi Participatif de la Biodiversité

- › De nombreux indicateurs et protocoles d'échantillonnage requièrent des professionnels bien formés et des équipements coûteux et délicats ; la formation des sections locales pour de telles tâches peut ne pas être réaliste ;
- › Probabilité plus élevée de données de qualité limitée, variables (entre personnes) ou incertaines par rapport à celles collectées professionnellement ; une mesure de vérification croisée de la qualité des données dans le cadre du suivi participatif de la biodiversité consiste à demander à des individus ou à des équipes différentes de répéter la collecte des données des uns et des autres ;
- › L'identification d'un personnel bien préparé, motivé et fiable est essentielle et peut s'avérer difficile ;
- › Les investissements initiaux pour la formation peuvent être élevés et peuvent entraîner une dépendance à l'égard de l'engagement à long terme du personnel ;
- › Les résultats obtenus peuvent être plus facilement influencés par les attentes ou les résultats souhaités ;
- › La rotation et le fractionnement du temps de travail du personnel local peuvent être préjudiciables aux résultats du suivi, mais des tensions surviennent fréquemment lorsque seuls quelques membres de la communauté bénéficient d'un emploi.



Le degré de participation locale dépend fortement des contextes du projet. Cependant, bien que les locaux bien formés et non spécialisés soient souvent un bon choix pour recueillir des données, il est sage d'avoir au moins un scientifique qualifié supervisant le suivi (Pitman, 2011).

3.3 D'avantage de Partenaires ?

Science Citoyenne

Le concept de «Science Citoyenne» correspond à l'implication de bénévoles du grand public dans la recherche. C'est une approche participative de la collecte de données qui offre de nombreuses nouvelles opportunités grâce à des outils web (Bonney et al. 2014). Les contributions volontaires des membres du public peuvent aller du reporting opportuniste au bénévolat à temps plein et impliquent souvent aussi des non-résidents. En plus de fournir des informations précieuses avec peu de dépenses, la participation du grand public est également un outil de sensibilisation et d'éducation efficace. De bons exemples incluent par exemple : **ebird**, une base de données en ligne qui exploite l'immense expertise et les activités de la communauté des ornithologues amateurs ; l'ONG vietnamienne ENV utilise un **système de collecte d'information sur Internet** qui facilite le signalement par les citoyens des crimes liés aux espèces sauvages par le biais de téléphones intelligents ; Le Parc National australien de la Grande Barrière de Corail demande aux visiteurs de prendre des photos à partir de points fixes qui servent ensuite au **suivi des mangroves**. Visitez aussi le site du **Cornell Lab** pour plus d'informations.

Milieu académique

La liaison avec des scientifiques et/ou des universités ou d'autres institutions de recherche est une opportunité sous-utilisée pour augmenter la rentabilité, les résultats et l'impact d'une enquête. En supposant une bonne documentation de la flore et de la faune récoltées, de nombreux **experts taxonomiques internationaux** aideront à identifier les spécimens de référence (échantillons de plantes ou d'animaux prélevés aux fins d'identification et de référence) ; beaucoup d'entre eux seront heureux de donner des conseils supplémentaires sur la préparation et la documentation

des spécimens ou sur la reconnaissance préliminaire des espèces sur le terrain.

Des chercheurs nationaux et internationaux en écologie, en télédétection ou dans des domaines connexes peuvent souvent aider à la conception et au conseil pendant l'étude, ou pour recruter et superviser des étudiants en thèse dans leur propre institution ou ailleurs. Leur participation peut grandement augmenter l'impact grâce à la planification professionnelle, l'analyse et la publication des résultats dans des revues scientifiques. Souvent intéressés par de longues séries chronologiques, ils peuvent aider à assurer une plus grande durabilité en fournissant un élan et des ressources pour un suivi continu.

Les étudiants de thèse bien supervisés peuvent apporter une aide substantielle à la coordination, à la collecte de données et à l'analyse à des coûts relativement bas (couverture des dépenses généralement suffisantes pour les étudiants de licence ou de maîtrise). Les étudiants en thèse nationale offrent d'excellentes opportunités pour développer des capacités professionnelles dans le pays. Ils contribueront à assurer le succès grâce à une motivation, des compétences et un intérêt réel.

Les **scientifiques employés par les institutions de recherche** facturent souvent des frais relativement bas, en effet, ils sont motivés par la publication de résultats intéressants. En revanche, la planification et la mise en œuvre d'une collaboration avec des partenaires académiques nécessitent souvent plus de temps préparatoire que le conseil classique (par exemple, permis pour l'expédition des échantillons, disponibilité des étudiants de thèse). Identifier les partenaires universitaires possibles est donc essentiel pour une coordination réussie.

Secteur Privé

Les entreprises privées s'intéressent de plus en plus à la conservation et au suivi de la biodiversité pour trois raisons principales : la valeur économique de la biodiversité et de ses services écosystémiques ; l'amélioration des exigences législatives nationales et une appréciation plus importante et généralisée de la biodiversité dans la société.

En conséquence, les **partenariats public-privé** (PPP) offrent des opportunités intéressantes pour le financement durable du suivi de la biodiversité. Le Programme de compensation pour les entreprises et la biodiversité (**PCEB**) est utilisé pour des projets de développement économique. Il fournit un cadre utile (nommé : « hiérarchie de l'atténuation »), des lignes directrices et des normes détaillées.

La mise en place de fonds d'affectation spéciaux pour la conservation, souvent créés par coopération entre gouvernements et entreprises, est de plus en plus populaire et efficace pour fournir des ressources. Visitez le site de la **Plateforme Internationale sur les Entreprises et la Biodiversité** de la CDB pour une variété d'approches et de bonnes pratiques.

4.1 Types de suivi



Sur le plan conceptuel, il est utile de distinguer quatre catégories différentes de surveillance de la biodiversité en fonction de leurs objectifs :

- › **Le suivi de la surveillance** se concentre sur la détection des changements à long terme de la biodiversité (nombre d'espèces, composition des espèces, etc.). Les programmes de surveillance doivent être représentatifs de la zone considérée (habitat unique, paysage, région ou pays) et avoir tendance à couvrir un large éventail d'espèces ou de groupes d'espèces et de types fonctionnels (espèces mobiles et sessiles, herbivores et carnivores, etc.). En général, le suivi de la surveillance vise à détecter les changements dans les paramètres de l'état, mais il n'est pas axé sur les hypothèses ni orienté vers la gestion, il ne peut pas résoudre les relations de cause à effet et est relativement coûteux. Il est parfois appelé surveillance « omnibus » pour la grande variété (et vague) d'applications possibles, telles que : fournir des données pour la planification stratégique, la production de rapports et le partage de l'information conformément à la législation ou aux accords internationaux (par exemple CDB) ; alerte précoce générique (par exemple, réponse au changement climatique) ; documenter et/ou modéliser les effets du changement planétaire sur la biodiversité (par exemple, adaptation au changement climatique, planification de la conservation) ; collecte d'informations de base (par exemple pour analyser des tendances). **Le Programme Suisse de Suivi de la Biodiversité** est un exemple classique de suivi de la surveillance ;
- › **Suivi de la mise en œuvre (suivi opérationnel)** : utilisé pour évaluer la conformité des activités de gestion avec un plan de gestion, des lignes directrices ou des normes convenues (par exemple suite aux procédures d'engagement des parties prenantes pour la certification REDD+ ;
- › **Le suivi de l'efficacité ou « suivi de l'impact »** se concentre sur la mesure des effets des interventions sur les objectifs de gestion (impact de la construction d'une autoroute, effets des incitations aux agriculteurs, effets de la gestion des eaux souterraines). Les applications typiques comprennent le contrôle de l'efficacité de gestion (par exemple application de la loi ou extraction durable des ressources dans les aires protégées) et les systèmes d'incitation liés à la conformité ou aux résultats (par exemple, évaluation et récompense du personnel ou des communautés).
- › **Le suivi de la validation** est utilisé pour déterminer si la réalisation d'objectifs spécifiques était en fait une conséquence des activités de gestion. Il s'agit de la catégorie de surveillance la plus difficile, car elle implique l'établissement de relations causales entre certaines mesures de gestion et une réponse environnementale (Lindenmayer et Franklin, 2002). Le suivi de la validation doit donc inclure un éventail plus large d'indicateurs et peut ne pas être toujours réalisable.

Il est important de noter que les trois dernières catégories de surveillance sont des types de surveillance complémentaires (« ciblés ») qui devraient idéalement être combinés pour une gestion modulable. Bien qu'il soit théoriquement possible de combiner le suivi de la surveillance avec ces types de surveillance appliqués, ils s'excluent généralement mutuellement pour des raisons méthodologiques et financières.

De la même façon, les évaluations ponctuelles de la biodiversité ne permettent pas la collecte répétée de données. De telles évaluations peuvent fournir des informations de base utiles pour de futurs programmes de surveillance, par exemple la collecte d'informations pour l'évaluation de l'impact sur l'environnement (EIE), l'utilisation des sols et la planification de la conservation (par exemple le zonage des aires protégées).

4.2 Types de collecte de données

Trois grandes catégories de données peuvent être distinguées selon leur mode de collecte:

- › **Collecte systématique de données :** a) **télé-détection** (photographie aérienne, imagerie satellitaire, radar, LIDAR, etc.) ou b) **Collecte des données sur le terrain** (parcelles, questionnaires) recueillies systématiquement suivant une conception rigoureuse de l'étude. Voir la section 4.3 pour plus d'informations.
- › **Données collectées de manière opportuniste :** l'enregistrement des observations effectuées lors des travaux de routine peut générer des informations précieuses lorsque des inspecteurs ou des patrouilleurs effectuent des inspections ou des patrouilles approfondies, notamment en ce qui concerne les paramètres difficiles ou fastidieux à enregistrer de manière systématique (par exemple, records d'animaux sélectionnés, présence humaine, pièges ou autres activités illégales). Les données sont généralement traitées en indices simples pour pallier au manque de systématisation des efforts d'échantillonnage (par exemple, incidents par personne par jour ou par km patrouillé). Il s'agit d'une option rentable avec un fort potentiel de durabilité et constitue souvent un ajout précieux, sinon un point de départ pour les programmes de surveillance.

- › **Données provenant d'une tierce partie :** fournies par des organismes publics (par exemple les bureaux nationaux de statistique), des organismes internationaux (par exemple la FAO, l'UICN), des initiatives (par exemple [Globalforestwatch](#)), des ONG ou d'autres organisations.



4.3 Conception de l'étude et Méthodologie d'Enquête

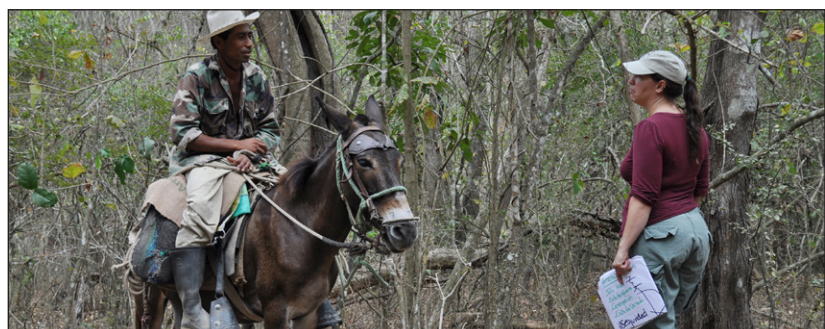
Les conditions d'un projet sont trop spécifiques pour permettre l'adoption de modèles d'étude existants sans ajustements. Une bonne planification des études est donc un investissement important pour l'efficacité et le succès des ressources (voir aussi **encadré 2**). Aussi évident que cela puisse paraître, d'innombrables initiatives de surveillance de la biodiversité ont échoué en raison de modèles d'étude mal adaptés ou défectueux. La modification d'une stratégie d'échantillonnage après le début des activités de suivi a un coût élevé (comparabilité des données, ressources). De plus, les erreurs de conception telles que la pseudo réplication, le biais d'échantillonnage ou le sous-échantillonnage passeront inaperçus jusqu'à ce qu'il soit trop tard pour les corriger, généralement pendant l'analyse des données. Cela est particulièrement délicat lorsque seul un échantillonnage aléatoire de petits sous-échantillons est possible (surveillance typique sur le terrain, par exemple, des enquêtes basées sur des parcelles ou des entretiens) plutôt que sur une surveillance totale (mur à mur) comme la télédétection.

Certaines considérations pertinentes sont résumées à **l'annexe 1 (Conception de l'étude dans le suivi sur le terrain)**. De plus, la plupart des écosystèmes et des contextes de projet sont très complexes, et une forte dispersion des données dû à la variabilité naturelle dans l'espace et le temps pose des défis particuliers pour le suivi de la biodiversité. Les options pour atténuer cette variabilité sont discutées à **l'annexe 2 (Gestion de la variabilité de l'échantillonnage aléatoire)**.

Les protocoles d'échantillonnage les plus utilisés (décrivant une méthodologie exacte utilisée pour collecter des données) ont de nombreux avantages. Ils sont éprouvés et testés, sont susceptibles de permettre l'analyse de données fiables et augmentent la valeur des données en facilitant la comparaison avec d'autres études. Cependant, le consensus limité sur la méthodologie d'enquête

pour de nombreux types d'indicateurs de biodiversité montre qu'une seule méthode ne peut souvent convenir à toute situation et que des modifications sont nécessaires.

En général, la probabilité de succès sera plus élevée pour les systèmes de surveillance simples, qui, bien que souvent complexes et difficiles à concevoir, seront robustes et ne nécessiteront que des ressources et des capacités techniques limitées pour collecter et analyser les données. Par exemple, un indice approximatif obtenu avec une méthode facilement reproductible qui ne dépend pas beaucoup des compétences individuelles de l'observateur peut souvent dépasser les évaluations élaborées.



Les références sur les méthodologies pour des types et des groupes d'indicateurs spécifiques sont données dans le paragraphe des **Ressources Supplémentaires**.

Pour un succès durable, il est essentiel d'élaborer et de tenir à jour une documentation détaillée et sans ambiguïté des **protocoles d'échantillonnage** afin de s'assurer que les méthodes soient reproductibles et indépendantes des changements de personnel.

La charge de travail qui suit la collecte de données est facilement sous-estimée. Le temps et les ressources nécessaires à la saisie, à la gestion et à l'analyse des données sont généralement égaux ou supérieurs à ceux impliqués dans la collecte de données sur le terrain (Gibbs et al. 1999).

ENCADRÉ 2

CHECK-LIST POUR LE SUIVI DE LA BIODIVERSITÉ

Liste de contrôle pour la planification d'un cycle de suivi de la biodiversité (pas strictement séquentiel, et de nombreuses étapes méritent d'être répétées) :

1. Identifier et impliquer les parties prenantes, définir les termes et les besoins communs ;
2. Conceptualiser le contexte du projet en terme de chaînes de résultats/modèles d'impact de la réponse du système aux pressions et à la gestion ;
3. Convenir d'objectifs et de priorités de suivi communs et spécifiques avec les principales parties prenantes, définir la portée spatiale et temporelle des activités ;
4. Définir des hypothèses à priori vérifiables et axées sur la gestion, dans la mesure du possible, pour assurer une utilisation efficace et efficiente des ressources (voir, par exemple, Nichols et Williams, 2006) ;
5. Envisager la participation de partenaires locaux et externes (par exemple universitaires) et les voies vers l'institutionnalisation ;
6. Vérifier l'exactitude des données existantes et les indicateurs qui peuvent être construits ;
7. Décider et hiérarchiser les indicateurs appropriés. Envisager des compromis inhérents en termes de largeur, de précision, de confiance et de coût pour l'établissement des priorités. Mettre l'accent sur moins de paramètres peut donner des résultats plus précieux ;
8. Choisir une méthodologie qui, basée sur des études et expériences antérieures, garantit l'exactitude, la qualité et l'efficacité. Notez en particulier les tailles d'échantillon utilisés et la variabilité des résultats comme guide pour choisir la réplication appropriée (Coe 2008). Envisager des facteurs de confusion et, en particulier, quels facteurs environnementaux peuvent ajouter une grande variabilité et comment cela peut être minimisé ou estimé ;
9. Évaluer comment et dans quelle mesure les approches participatives peuvent être incluses ;
10. Pour l'ébauche de la stratégie de conception et d'analyse de l'échantillonnage, envisager un échantillonnage pilote pour tester la faisabilité. Si vous comptez sur un échantillonnage aléatoire, assurez-vous d'avoir suffisamment de puissance statistique pour vous assurer que la méthode d'échantillonnage est pratique et efficace (pensez à l'analyse de puissance) ;
11. Développer des systèmes de S&E et de reporting: clarifier les responsabilités financières, logistiques et techniques pour toute la durée du suivi proposé ;
12. Coûts approximatifs par rapport au budget: clarifier les responsabilités financières, logistiques et techniques pour toute la durée de la surveillance envisagée. Ceci est souvent difficile en raison de la faible priorité accordée à la surveillance et de la nécessité d'une surveillance qui va bien au-delà des cycles budgétaires habituels. Évaluer si les objectifs sont réalisables ou si la portée du système de surveillance proposé devrait être réduite. Élaborer un plan de surveillance détaillé comprenant une description détaillée et illustrée des méthodes aptes à servir de manuel ;
13. Réévaluer de façon critique les méthodes d'échantillonnage dès le début de l'enquête et les modifier si nécessaire. Des changements ultérieurs affecteront souvent la comparabilité des parcours d'échantillonnage et peuvent être très coûteux ;
14. Collecter, archiver, analyser et interpréter périodiquement les données, saisir et vérifier les données le plus tôt possible ;
15. Travailler à l'institutionnalisation du programme ;
16. Personnaliser les résultats et les canaliser vers des publics cibles spécifiques ;
17. Évaluer la performance de la stratégie et de l'indicateur d'échantillonnage et envisager le raffinement.

4.4 Gérer les données brutes

La gestion des données est souvent beaucoup plus coûteuse que prévue. E. Lindenmayer et Franklin (2002) recommandent que 20 à 25% du budget des programmes de surveillance à long terme soient alloués à la gestion des données. Les feuilles de calcul sont des outils familiers et pratiques pour gérer les données tabulées. Cependant, les données sur la biodiversité ont tendance à être complexes et, pour l'analyse, elles nécessitent souvent une compilation dans des tables qui deviennent rapidement trop volumineuses et peu maniables. Plus important encore, les données de tableur peuvent être entièrement corrompues par une seule erreur de tri et ces erreurs passent souvent inaperçues. Encore plus si ces données sont saisies ou manipulées par plusieurs personnes ou personnel inexpérimenté, ce qui peut être évité en utilisant un logiciel de base de données.

Un accès aisé aux données pour les acteurs du projet permet une meilleure convivialité. Cet accès facile est une caractéristique clé des **logiciels de base de données**. La saisie manuelle peut se transformer en goulot d'étranglement. On peut réduire la charge de travail de la saisie de données en personnalisant une base de données (par

exemple, des listes déroulantes pour une saisie rapide et sans erreur) ou en utilisant des tablettes, des smartphones ou des GPS (voir 6.2 « **Logiciel de gestion et d'analyse des données** »).

Les premières étapes importantes de la gestion des données sont le **contrôle rigoureux de la qualité** (détection et correction des données erronées, traitement des données manquantes) et une documentation complète (quand/où/comment exactement les données ont été enregistrées et par qui). L'expérience du programme BDM Suisse suggère que jusqu'à 10% du budget soit alloué au contrôle de la qualité.

Les **photos numériques** d'organismes, de signes ou d'habitats peuvent être d'une grande valeur pour la documentation et l'identification, en supposant qu'elles soient bien étiquetées et donc facilement consultables. Le codage court des images peut inclure des informations sur la taxonomie, le numéro de collection de l'échantillon et/ou la référence à l'unité d'échantillonnage (par exemple l'identité de la parcelle). Des logiciels tels que **Picasa** facilitent l'utilisation de bases de données d'images avec des options de recherche rapide et des vues miniatures personnalisées.

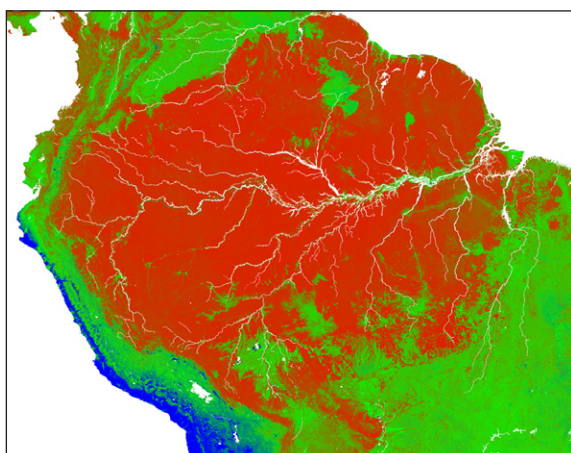
4.5 Analyse des données et interprétation

L'analyse des données doit être prise en compte lors de la planification de l'étude et avant le début de l'échantillonnage pour éviter les défauts de conception et maximiser l'efficacité des ressources. Les questions critiques comprennent :

- › Quelles méthodes d'analyse conviennent pour obtenir des résultats significatifs et fiables avec le moindre effort possible ?
- › Combien d'unités d'échantillonnage doivent être surveillées et où? Fréquence de l'échantillonnage ?
- › Qui effectue des analyses et interprète et écrit les résultats ?
- › Comment les résultats sont-ils partagés (par exemple publiquement via des rapports informels ou suivant les normes scientifiques) ?

L'utilisation de méthodes statistiques mérite un examen attentif, car les statistiques fournissent un certain nombre d'avantages importants tels que :

- › **fournir une estimation fiable de la probabilité d'erreur** (signification statistique) ; déterminer la probabilité qu'une tendance soit réelle ou seulement coïncidente). Pour les indicateurs basés sur des échantillons aléatoires (c'est-à-dire de petites sous-zones ou sous-populations échantillonnées plutôt que bord à bord, par exemple dans la télédétection), la signification statistique peut fournir des preuves ou tendances (par exemple dans la population animale parmi les transects) et une base vraiment solide et objective pour la prise de décision ;
- › **permettre la détection des tendances subtiles** ou de tendances qui autrement, restent masquées (cachées) par d'autres facteurs ;
- › **aider à s'assurer que les décisions de gestion** sont fondées sur des **hypothèses correctes** ;
- › **fournir des preuves** sur les tendances en matière de conservation pour les incitations, la certification ou les mesures juridiques ;
- › **aider à convaincre les décideurs et le grand public** ;
- › **permettre le partage de résultats largement acceptables** avec les communautés de scientifiques et de praticiens ;
- › en fin de compte, **optimiser l'utilité et l'efficacité des ressources limitées** pour le suivi.



Le principal message de cette section est que **la conception de l'étude et l'analyse des données ont une influence considérable sur le succès de tout projet de suivi de la biodiversité** et ne doivent pas être négligés. Une conception judicieuse de l'étude et l'analyse des données constituent le meilleur investissement possible pour l'efficacité des ressources et la qualité des résultats. Dû à la complexité du sujet, il sera payant de demander conseil à un chercheur écologiste qualifié pour la planification des programmes de surveillance, la supervision de la collecte et de la saisie des données, l'aide à l'analyse des données, l'interprétation et la présentation des résultats. Il faut cependant garder à l'esprit que les scientifiques professionnels apportent souvent leurs propres préjugés aux projets de surveillance. Les ornithologues favoriseront les oiseaux tandis que les experts en SIG préféreront la télédétection (Pitman 2011). L'un des défis les plus importants pour les coordinateurs de projet est de considérer et de mitiger ces préjugés entre les parties prenantes et le personnel technique et de minimiser leurs effets sur le projet.

4.6 Comment utiliser au mieux les résultats?

Sécuriser et partager les données

Les données brutes et systématiques de biodiversité ont une valeur durable et devraient être librement et en permanence disponibles dans la mesure du possible. Ils permettent une multitude d'analyses ultérieures et servent de références historiques inestimables pour les futurs efforts de surveillance (Magurran et al. 2010). Les systèmes de bases de données autonomes (par exemple, **BIOTA**) permettent une gestion et une analyse des données professionnelles, mais ne peuvent souvent pas garantir la pérennité des données au-delà de la durée du cycle du projet, ni leur répartition parmi les utilisateurs potentiels. Les réseaux de bases de données internationales sur la biodiversité sur le Web offrent un stockage de données gratuit, consultable et fiable pour les enregistrements d'espèces (registres d'une espèce dans le temps et l'espace) ou de simples listes de contrôle, par ex. **GBIF**.

Des données écologiques plus complexes (par exemple des données d'enquête brutes sur la diversité des oiseaux commandées par les unités d'échantillonnage et les dates) peuvent être stockées de façon permanente et rendues visibles par la base de données **PREDICTS**, **DataOne** ou **d'autres services**. L'ajout de métadonnées détaillées (informations permettant de comprendre et d'utiliser les données, par exemple des informations sur l'établissement du projet, les méthodes utilisées) est essentiel pour préserver la valeur des données.

Utiliser les résultats pour la gestion

L'examen périodique des tendances des indicateurs est essentiel pour la gestion adaptative. Les défis peuvent souvent résider dans les ressources limitées disponibles régulièrement (par exemple mensuellement, annuellement) pour résumer et examiner les résultats dans les rapports. La

visualisation des résultats à l'aide de graphiques accessibles simples (par exemple : histogramme, diagrammes de dispersion) ou de cartes facilite l'interprétation rapide et efficace des tendances par les décideurs, tandis que les limites de la capacité humaine et de la capacité technique de produire de tels résumés périodiques peuvent souvent être compensées par l'automatisation. La plate-forme logicielle **R** a un potentiel remarquable d'automatisation de l'analyse et de la génération de rapports. L'outil de surveillance et de génération de rapports spatiaux **SMART** peut également être un logiciel utile pour de nombreuses applications.

Le suivi lui-même doit également être soumis à l'approche de gestion modulable. Par conséquent, les progrès, les méthodes et le système en place doivent faire l'objet d'une évaluation critique de manière régulière au moyen d'un suivi et d'une évaluation afin de garantir que les données fournissent des informations utiles et fiables de manière efficace.

Partager les résultats en les publiant

Les résultats du suivi doivent être partagés régulièrement avec les principales parties prenantes. Le poids, la circulation et l'impact soutenu des rapports peuvent être grandement renforcés **en respectant certaines normes minimales pour l'édition scientifique**, en permettant de citer et de s'appuyer sur d'autres textes en particulier : spécification claire des auteurs, année de publication et éditeur, description détaillée des méthodes utilisées (pour la « reproduction »), disponibilité étendue et permanente. À ce stade, encore une fois, la participation des scientifiques peut permettre d'acquérir des projets de surveillance plus ambitieux grâce à la diffusion de résultats importants dans les comités de lecture des revues scientifiques. Faire cela renforcera l'acceptabilité et l'utilité des résultats du suivi, et donc élargira et pérennisera l'impact d'un projet de suivi de la biodiversité.

Parce que les publications scientifiques sont très techniques, elles produisent invariablement des documents de plaidoyer médiocres. **L'affinement des résultats pour les décideurs et le grand public** est un processus distinct pour lequel les personnes autres que les scientifiques ont tendance à être mieux adaptés. Pour ces groupes cibles, les résultats doivent également être communiqués par des voies entièrement différentes (par exemple, rapports exécutifs en version imprimée, brochures, matériel pédagogique, notes de presse, réunions publiques, sites Web).



Beatty J.M., McDonald L.E., Westcott F.M. & Perrin C.J. 2006.

Guidelines for Sampling Benthic Invertebrates in British Columbia Streams. Ministry of Environment, Victoria. Consultable [ici](#).

Bonney R., Shirk J.L., Phillips T.B., Wiggins A., Ballard H.L., Miller-Rushing A.J. & Parrish J.K. 2014.

Next steps for citizen science. *Science* 343 : 1436-1437. Consultable [ici](#).

Boyle T.J.B. 2001.

Interventions to enhance the conservation of biodiversity. Pp. 82–101 in Evans K. (ed.) : *The Forests Handbook, Volume 2: Applying Forest Science for Sustainable Management*. Blackwell, Oxford.

CDB. 2011.

Recommendation adopted by the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice at its fifteenth meeting XV/1. Indicator framework for the Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets. UNEP/CDB, Montreal. Consultable [ici](#).

Coe R. 2008.

Designing ecological and biodiversity sampling strategies. Working paper no. 66, World Agro forestry Centre, Nairobi. Consultable [ici](#).

Danielsen F., Jensen P.M., Burgess N.D. Altamirano R., Alviola P.A., Andrianandrasana H., Brashares J.S., Burton A.C., Coronado I., Corpuz N., Enghoff M., Fjelds   J., Funder M., Holt S., H  bertz H., Jensen A.E., Lewis R., Massao J., Mendoza M.M., Ngaga Y., Pipper C.B., Poulsen M.K., Rueda R.M., Sam M.K., Skielboe T., S  rensen M. & Young R. 2014.

Multicountry assessment of tropical resource monitoring by local communities. *Bioscience* 64 : 236–251. Consultable [ici](#).

Evans K. & Guariguata M.R. 2008.

Participatory monitoring in tropical forest management : a review of tools, concepts and lessons learned. CIFOR, Bogor. Consultable [ici](#).

Elzinga C.L., Salzer D.W., Willoughby J.W. & Gibbs J.P. 2001.

Monitoring plant and animal populations. A handbook for field biologists. Blackwell, Malden. Consultable [ici](#).

Gamfeldt L., Sn  ll T., Bagchi R., Jonsson M., Gustafsson L., Kjellander P., Ruiz-Jaen M.C., Fr  berg M., Stendahl J., Philipson C.D., Mikusi  ski G., Andersson E., Westerlund B., Andr  n H., Moberg F., Moen J. & Bengtsson J. 2013.

Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*. DOI : 10.1038/ncomms2328. Consultable [ici](#).

Gardner T.A., Barlow J., Araujo I.S.,   vila-Pires T.C., Bonaldo A.B., Costa J.E., Esposito M.C., Ferreira, L.V., Hawes J., Hernandez M.M., Hoogmoed M.S., Leite R.N., Lo-Man-Hung N.F., Malcolm J.R., Martins M.B., Mestre L.A.M., Miranda-Santos R., Overal W.L., Parry L., Peters S.L., Ribeiro-Junior M.A., da Silva M.N.F., da Silva Motta S. & Peres C.A. 2008.

The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters* 11 : 139–150. Consultable [ici](#).

Gibbs J.P., Snell H.L. & Causton C.E. 1999.

Effective monitoring for adaptive wildlife management: lessons from the Gal  pagos islands. *Journal of Wildlife Management* 63 : 1055–1065. Consultable [ici](#).

Holck M.H. 2008.

Participatory forest monitoring: an assessment of the accuracy of simple cost–effective methods. *Biodiversity Conservation* 17 : 2023–2036. Consultable [ici](#).

Imai N., Tanaka A., Samejima H., Sugau J.P., Pereira J.T., Titin J., Kurniawan Y. & Kitayama K. 2014.

Tree community composition as an indicator in biodiversity monitoring of REDD+. *Forest Ecology and Management* 313 : 169–179. Consultable [ici](#).

- Kessler M., Abrahamczyk S., Bos M., Buchori D., Putra D.D., Gradstein S.R., Höhn P., Kluge J., Orend F., Pitopang R., Saleh S., Schulze C.H., Sporn S.G., Steffan-Dewenter I., Tjitrosoedirdjo S.S. & Tschardt T. 2011.
Cost-effectiveness of plant and animal biodiversity indicators in tropical forest and agroforest habitats. *Journal of Applied Ecology* 48 : 330–339. Consultable [ici](#).
- Kindt R. & Coe R. 2005.
Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF). Consultable [ici](#).
- Kumar P. (ed.). 2010.
The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Ecological and Economic Foundations. Earthscan, London. Consultable [ici](#).
- Latham J., Trivedi M., Amin R. & D'Arcy L. (eds.). 2014.
Biodiversity Monitoring for REDD+ : A Sourcebook of Why, What and How to Monitor. ZSL, London. Consultable [ici](#).
- Laurance S.G., Pimm S.L., Bruna E.M., Stouffer P.C., Williamson G.B., Benítez-Malvido J., Vasconcelos H.L., Van Houtan K.S., Zartman C.E., Boyle S.A., Didham R.K., Andrade A. & Lovejoy T.E. 2011.
The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* 144 : 56–67. Consultable [ici](#).
- Laurance W.F., Useche D.C., Rendeiro J., Kalka M., Bradshaw C.J.A., Sloan S.P., Laurance S.G., Campbell M. et al. 2012.
Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489 : 290–294. Consultable [ici](#).
- Lindenmayer D.B. & Franklin J.F. 2002.
Conserving Forest Biodiversity – A Comprehensive Multiscaled Approach. Island Press, Washington. Consultable [ici](#).
- Magurran A.E. Baillie S.R., Buckland S.T., Dick J.M., Elston D.A., Scott E.M., Smith R.I., Somerfield P.J. & Watt A.D. 2010.
Long-term datasets in biodiversity research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 25 : 574–582. Consultable [ici](#).
- Margoluis R. & Salafsky N. 2001.
Is our project succeeding? A guide to threat reduction assessment for conservation. Biodiversity Support Program, Washington, DC. Consultable [ici](#).
- Mellin C., Delean S., Caley J., Edgar G., Meekan M., Meekan M., Pitcher R., Przeslawski R., Williams A. & Bradshaw C. 2011.
Effectiveness of biological surrogates for predicting patterns of marine biodiversity : a global meta-analysis. *PLoS ONE* : e20141. Consultable [ici](#).
- Nichols J.D. & Williams B.K. 2006.
Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21 : 668–673. Consultable [ici](#).
- Noss R.F. 1990.
Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4 : 354–364. Consultable [ici](#).
- OECD. 1994.
Environmental indicators. OECD core sets. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris. Consultable [ici](#).
- Peterson G., Allen C.R. & Holling C.S. 1998.
Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems* 1 : 6–18. Consultable [ici](#).
- Pitman N. 2011.
Social and Biodiversity Impact Assessment (SBIA) manual for REDD+ projects : Part 3 – Biodiversity impact assessment toolbox. Forest Trends, Climate, Community & Biodiversity Alliance, Rainforest Alliance and Fauna & Flora International, Washington, DC. Consultable [ici](#).
- Rao M., Stokes E.J. & Johnson A. 2009.
Monitoring for management of protected areas – an overview. WCS and NUL, Vientiane. Consultable [ici](#).

Richards M. & Panfil S.N. 2011.

Social and Biodiversity Impact Assessment (SBIA) Manual for REDD+ Projects : Part 1 – Core guidance for project proponents. Version 2. Climate, Community & Biodiversity Alliance, Forest Trends, Fauna & Flora International, and Rainforest Alliance. Washington, DC. Consultable [ici](#).

Sparks T.H. Butchard S.H.M., Balmford A., Bennun L., Stanwell-Smith D., Walpole M., Bates N.R., Bomhard B., Buchanan G.M., Chenery A.M., Collen B., Csirke J., Diaz R.J., Dulvy N.K., Fitzgerald C., Kapos V., Mayaux P., Tierney M., Waycott M, Wood L. & Green R.E. 2011.

Linked indicator sets for addressing biodiversity loss. *Oryx* 45: 411–419. Consultable [ici](#).

Stolton S., Hockings M., Dudley N., MacKinnon K., Whitten T. & Leverington F. 2007.

Reporting progress in protected areas. A site-level Management Effectiveness Tracking Tool : Second edition. WWF, Gland. Consultable [ici](#).

Ward D.F. & Larivière M.-C. 2004.

Terrestrial invertebrate surveys and rapid biodiversity assessment in New Zealand: lesson from Australia. *New Zealand Journal of Ecology* 28 : 151–159. Consultable [ici](#).

World Bank. 2013.

Expanding financing for biodiversity conservation. Experiences from Latin America and the Caribbean. World Bank, Washington, DC. Consultable [ici](#).

Gestion Modulable et Suivi Opportuniste

Conservation Measures Partnership. 2013.

Normes ouvertes pour la pratique de la conservation. Manuel faisant autorité, compact décrivant les normes ouvertes pour la gestion modulable en conservation. Consultable [ici](#).

Margoluis R., Stern C., Swaminathan V., Brown M., Johnson A., Placci G., Salafsky N. & Tilders I. 2013.

Results chains: a tool for conservation action design, management, and evaluation. *Ecology and Society* 18 : 22. Document conceptuel décrivant les chaînes de résultats comme un outil important pour aider les équipes à spécifier clairement leur théorie du changement dans la gestion modulable. Consultable [ici](#).

Nyberg B. 1999. An Introductory guide to adaptive management. British Columbia Forest Service, Victoria. Manuel compact agréable sur la gestion modulable. Consultable [ici](#).

Schmitt K. 2006. Ranger-based data collection. A reference guide and training manual for protected area staff in Cambodia. Ministry of Environment, Phnom Penh. Introduction pratique à la collecte de données opportunistes dans la gestion des aires protégées. Consultable [ici](#).

Stokes E.J. 2010. Improving effectiveness of protection efforts in tiger source sites: Developing a framework for law enforcement monitoring using MIST. *Integrative Zoology* 5 : 363–377. Document concis sur le suivi opportuniste et assisté par logiciel de l'application de la loi. Consultable [ici](#).

Suivi Participatif

ANSAB. 2010. Participatory biodiversity monitoring in community forests. ANSAB, Kathmandu. Des conseils pratiques, étape par étape, pour la participation de la communauté au suivi de la biodiversité. Consultable [ici](#).

Corrigan C. & Hay-Edie T. 2013. A toolkit to support conservation by indigenous peoples and local communities: building capacity and sharing knowledge for indigenous peoples and community conserved territories and areas (ICCAs). UNEP-WCMC, Cambridge. Une mine de références utiles, y compris de courtes descriptions et des liens. Consultable [ici](#).

Evans K. & Guariguata M.R. 2008. Participatory monitoring in tropical forest management : a review of tools, concepts and lessons learned. CIFOR, Bogor.

Introduction pratique aux concepts et problèmes clés autour du suivi participatif. 50 pp. Consultable [ici](#).

Monitoring Matters. Site proposant de nombreuses références scientifiques utiles sur le suivi participatif de la biodiversité à télécharger. Site Internet [ici](#).

Participatory Monitoring and Management Partnership. A platform for participatory monitoring. Site Internet [ici](#).



Références Classiques pour le Suivi



BDM Coordination Office. 2014 : Swiss Biodiversity Monitoring BDM. Description of methods and indicators. Environmental Studies no. 1410. Federal Office for the Environment, Bern. Une description complète du programme exemplaire de la surveillance nationale suisse. Celui-ci et beaucoup de publications connexes peuvent être trouvées [ici](#)

Eymann J., Degreef J., Häusler C., Monje J.C., Samyn Y. & Vanden D. (eds.). 2010. Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories. ABC Taxa Vol. 8. Une vaste gamme de techniques et de protocoles standardisés pour la surveillance d'une grande variété de groupes d'organismes (par exemple toutes les classes de vertébrés, invertébrés, plantes, champignons) dans une grande variété d'habitats, ainsi que des chapitres utiles sur la conservation des spécimens et la gestion des données. Consultable [ici](#).

Gardner T.A. 2010. Monitoring forest biodiversity. Earthscan, London. Une monographie complète de 390 pages sur le suivi de la biodiversité pour la conservation, adaptée au lectorat des praticiens de la science et de la conservation avancée, en mettant l'accent sur la surveillance des assemblages d'espèces pour la gestion forestière. Introduit une multitude de concepts pertinents et fournit de nombreuses références.

Hill D., Fasham M., Tucker G., Shewry M. & Shaw P. (eds.). 2005. Handbook of biodiversity methods and monitoring: Survey, evaluation and monitoring. Cambridge University Press, Cambridge. Couvrant parfaitement la planification de projets de surveillance, de surveillance de l'habitat et de techniques d'étude pour un large éventail de groupes d'organismes en 580 pp. Comme le livre est adapté au Royaume-Uni, certaines des méthodes proposées ne conviendront pas parfaitement aux environnements tropicaux, mais beaucoup d'autres sections du livre (planification notamment) sont d'une utilité très générale.

Latham J., Trivedi M., Amin R. & D'Arcy L. (eds.). 2014. Biodiversity monitoring for REDD+ : A sourcebook of why, what and how to monitor. ZSL, London. Fournit une introduction pratique aux concepts clés et aux pierres angulaires du suivi de la biodiversité tels que les initiatives internationales pertinentes, les accords, la sélection des indicateurs et les méthodes de suivi en mettant l'accent sur les vertébrés et la télédétection, et de nombreuses références utiles. Consultable [ici](#).

Newton A. 2007. Forest ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford. Introduction à un large éventail de techniques (de la détection à distance aux données de terrain) pour évaluer l'étendue, l'état, la structure, la composition et la dynamique des forêts à différentes échelles. Particulièrement utile en ce qui concerne les paramètres structurels et fonctionnels.

Richards M. & Panfil S.N. 2011. Social and Biodiversity Impact Assessment (SBIA) Manual for REDD+ Projects : Part 1 – Core Guidance for Project Proponents. Version 2. Climate, Community & Biodiversity Alliance, Forest Trends, Fauna & Flora International, and Rainforest Alliance. Washington, DC. Très bon point de départ pour planifier la surveillance de la biodiversité dans les forêts tropicales; offrant également de bonnes orientations sur la planification des études et la sélection des indicateurs conformément aux normes ouvertes pour la pratique de la conservation. Consultable [ici](#).

Sutherland W.J. (ed.). 2006. Ecological census techniques: A handbook. Cambridge University Press, Cambridge. Décrit les méthodes d'arpentage de tous les grands groupes de vertébrés, d'invertébrés (aquatiques et terrestres) et de plantes dans des chapitres compacts, orientés vers la pratique, ainsi que des chapitres généraux sur la conception d'étude et les variables environnementales. Excellent point de départ pour le suivi. Consultable [ici](#).

Sélection d'Indicateurs de Suivi

Biodiversity Indicator Partnership. 2011. Guidance for national biodiversity indicator development and use. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge. Un manuel concis et avisé sur la sélection et l'utilisation des indicateurs, offrant des conseils détaillés, étape par étape, pour la sélection et le suivi des indicateurs nationaux de la biodiversité, également utile pour le suivi à plus petite échelle. Consultable [ici](#). Ainsi que d'autres ressources utiles sur [le site Internet de BIP](#).

CIFOR. 2009. Criteria & indicator toolbox. Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management. CIFOR, Bogor. Consultable [ici](#).

Pereira H.M., Ferrier S., Walters M., Geller G.N., Jongman R.H.G., Bruford M.W., Brummitt N., Butchart S.H.M., Cardoso A.C., Coops N.C., Dulloo E., Faith D.P., Freyhof J., Gregory R.D., Heip C., Höft R., Hurtt G., Jetz W., Karp D.S., McGeoch M.A., Obura D., Onoda Y., Pettorelli N., Reyers B., Sayre R., Scharlemann J.P.W., Stuart S.N., Turak E., Walpole M., Wegmann M. 2013. Essential biodiversity variables. *Science* 339: 277–278. Classification des indicateurs de l'état de la biodiversité

élémentaire par le Réseau d'observation de la biodiversité du Groupe sur l'observation de la Terre (GEO-BON) est encore grossièrement entamée, avec des indicateurs plus détaillés à suivre prochainement. Consultable [ici](#).

Pomeroy R.S., Parks J.E. & Watson L.M. 2004. How is your MPA doing? A Guidebook of Natural and Social Indicators for Evaluating Marine Protected Area Management Effectiveness. IUCN, Gland. Orientations conceptuelles et pratiques solides pour la planification et la conduite de la surveillance dans la gestion adaptative des ressources, illustrées pour le cas des aires marines protégées, mais d'application beaucoup plus générale. Inclut un traitement approfondi d'un large éventail d'indicateurs utiles (organisés en indicateurs biophysiques, socio-économiques et de gouvernance) parmi lesquels choisir. 232 pp. Consultable [ici](#).

Conception d'Etude et Analyse de Données

Elzinga C.L., Salzer D.W. & Willoughby J.W. 2001. Measuring and monitoring plant populations. Bureau of Land Management, Denver. Un excellent ouvrage sur la surveillance de la biodiversité, librement disponible et accessible, donnant des conseils pratiques sur tout le cycle de suivi de la biodiversité, de la logique à la planification et la conception des études, la collecte et l'analyse des données aux résultats de gestion. Le contexte géographique (Colorado) est particulier, de sorte que les méthodes de terrain ne seront pas complètes ou idéales pour certains paramètres. Consultable [ici](#).

Feinsinger P. 2001. Designing field studies for biodiversity conservation. Island Press, Washington, DC. Ouvrage engageant, clair, pratique et succinct sur la conception, la planification et la mise en œuvre d'enquêtes sur la biodiversité, en mettant l'accent sur les principes fondamentaux de la conception d'études. Consultable [ici](#).

Fowler J., Cohen L. & Jarvis P. 1998. Practical statistics for field biology. Wiley, London. Se concentre sur la conception de l'étude, les principes et les méthodes fondamentales de l'analyse statistique et la présentation des résultats.

Parmi les introductions les plus claires et les plus encourageantes à ce sujet gigantesque, le livre se concentre sur les fondamentaux et se termine là où de nombreux livres de statistiques commencent pour les plus érudits. (ANOVA).

Horning N., Robinson J.A., Sterling E.J., Turner W. & Spector S. 2010. Remote sensing for ecology and conservation: A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford. Bonne introduction à la télédétection pour le suivi de la biodiversité. 470 pp.



Méthodes de Surveillance pour des Groupes d'Organismes Spécifiques

Dodd K. (ed.). 2009. Ecology and conservation of amphibians. A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford. Volume complet couvrant de manière exhaustive la vaste gamme de méthodes de surveillance des amphibiens à tous les stades de la vie et dans tous les habitats.

Gerwing J.J., Schnitzer S.A., Burnham R.J., Bongers F., Chave J., DeWalt S.J., Ewango C.E.N., Foster R., Kenfack D., Martínez-Ramos M., Parren M., Parthasarathy N., Pérez-Salicrup D.R., Putz

F.E., Thomas D.W. 2006. A standard protocol for liana censuses. Biotropica 38 : 256–261. Directives faisant autorité pour l'échantillonnage des lianes. Consultable [ici](#). Visitez aussi Schnitzer S.A. et al. 2008. Supplemental protocol for liana censuses. Forest Ecology and Management 255 : 1044–1049. Consultable [ici](#).



Lawesson J.E. (ed.). 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. TemaNord Vol. 517. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Très utile même s'il ne concerne que les environnements tempérés froids, offrant d'excellents chapitres sur une variété de sujets tels que la conception d'étude, les méthodes d'échantillonnage, le traitement des données, l'analyse et l'interprétation pour les données télédéteectées. Consultable [ici](#).

McDiarmid R.W., Foster M.S., Guyer C., Gibbons J.W. & Chernoff N. (eds.). 2012. Reptile biodiversity: Standard methods for inventory and monitoring. University of California Press, Berkeley. Comprehensive tome stretching from study design over survey techniques to data analysis. New T.R. 1998. Invertebrate surveys for conservation. Oxford University Press, Oxford. Un résumé de 240 pages des techniques de suivi des invertébrés terrestres, d'eau douce et marins.

Roberts-Pichette P. & Gillespie L. 1999. Terrestrial vegetation biodiversity monitoring protocols. Ecological Monitoring and Assessment Network (EMAN) (En français RESE) Occasional Paper Series Report No. 9. Burlington, Canada. Directives claires pour la surveillance de la végétation dans les parcelles ou les transects structurés en quatre sections indépendantes (1. arbres, 2. arbustes/treilles et 3. couche herbacée dans les parcelles et 4. transects de végétation). Conçu pour le Canada mais également utile ailleurs; contient de bonnes illustrations. Consultable [ici](#).

Sutherland W., Newton I. & Green R.E. (eds.). 2004. Bird ecology and conservation: A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford. Livre faisant autorité sur les techniques d'enquête sur les oiseaux, mais aussi une foule de sujets connexes.

Logiciels pour la Gestion de Données et l'Analyse



BIOTA. Système de base de données gratuit et éprouvé pour la gestion professionnelle de données d'enquête complexes (par unités d'échantillonnage ou lots de lots), de spécimens de référence, etc. basés sur un moteur 4D. Permet de faire référence aux photos, à l'impression par lot des étiquettes d'échantillons et à la personnalisation généreuse. Livré avec un manuel détaillé. Consultable [ici](#); voir aussi [ici](#) pour une liste d'autres logiciels de bases de données.

EstimateS. Logiciel libre et convivial pour l'estimation (extrapolation) de la richesse en espèces, le calcul des indices de biodiversité (diversité alpha, renouvellement des espèces), la raréfaction individuelle et par échantillon pour comparer des échantillons de tailles différentes. Consultable [ici](#).

MARK. Logiciel largement utilisé et librement disponible pour l'analyse de marquage-recapture des populations animales. Consultable [ici](#).

MIRADI. Logiciel libre d'accès disponible pour la gestion adaptative (basée sur les résultats) suivant les standards ouverts pour la pratique en conservation. Aide à définir la portée du projet, à concevoir des modèles conceptuels et des cartes spatiales des sites du projet, à hiérarchiser les menaces, à élaborer des objectifs et des actions, à sélectionner des indicateurs de suivi et à élaborer des plans de travail et des budgets. Consultable [ici](#).

PAST. Paquet gratuit, très compact et facile à utiliser avec un large éventail d'options d'analyse statistique et graphique pour les données sur la biodiversité, y compris les techniques multivariées standard, mais aussi quelques astuces vraiment fantaisistes (par exemple NPMANOVA). Les options de personnalisation et de mise en page graphique sont limitées. Consultable [ici](#).

PC-Ord. Paquet abordable pour l'analyse de données sur la biodiversité multi-espèces (mutivariées). Offre une multitude de techniques d'ordination, de test de signification multivariée, d'analyse d'indicateurs. Plus convivial que R tout en offrant plus d'options que PAST. Consultable [ici](#).

QGIS. Ce logiciel open-source se distingue parmi les paquets SIG gratuits comme étant facile à utiliser et croissant rapidement en fonctionnalités et en support. De nombreuses fonctions d'analyse plus avancées sont disponibles via des plug-ins pour d'autres packages tels que SAGA, GRASS ou R. Consultable [ici](#).

R. Plate-forme open-source gratuite de plus en plus populaire. Une gamme immense et en croissance rapide de techniques statistiques et graphiques peut être téléchargée et installée sous forme de paquets (par exemple SPACECAP pour l'analyse de marquage-recapture, MODIS pour l'acquisition et le traitement des images satellite MODIS, odfWeave pour le reporting automatisé). Les commandes sont faites à l'aide du code, ce qui explique pourquoi la connaissance de ce logiciel est nettement plus difficile qu'avec les logiciels statistiques généraux traditionnels tels que SPSS ou STATISTICA. **R-Studio** offre une interface graphique gratuite facile d'accès pour R. Consultable [ici](#).

SMART (Spatial Monitoring and Reporting Tool).

Pour la collecte et l'analyse de données opportunistes vers une gestion efficace de la conservation basée sur le site. Récemment développé et basé sur la fonctionnalité et les expériences avec le logiciel **MIST** (Management Information System) ce logiciel gratuit open-source combine une base de données avec un module SIG pour permettre de suivre les indicateurs de pression, d'état et de réponse (menaces, espèces sélectionnées, efforts de patrouille). Le module de reporting permet la génération en un clic d'analyses récapitulatives (cartes, graphiques, tableaux) sous forme de rapports au format standard. Un plug-in intègre également les fonctionnalités du logiciel **Cyber-tracker**, ce qui facilite l'enregistrement sur le terrain des données liées au GPS à l'aide de smartphones ou de tablettes. Une application qui permet une gestion centralisée des fonctions de base (telles que le stockage ou l'analyse des données, la supervision SMART Connect) devrait être bientôt disponible. Consultable [ici](#).

Annexe 1. / Conception d'Etude pour le Suivi de Terrain

Les considérations importantes pour la planification d'une étude sur le terrain (reposant sur un échantillonnage aléatoire) comprennent :

- › Veiller à éviter **la pseudo-réplication**. La pseudo-réplication signifie que les unités d'échantillonnage (par exemple les transects d'enquête) ne sont pas spatialement indépendantes et par conséquent ne sont pas de vraies répliques (mais plutôt un double comptage du même endroit). Cela se produit lorsque les unités d'échantillonnage sont trop rapprochées les unes des autres et aboutissent à des résultats peu fiables ou même trompeurs ;
- › **Le biais d'échantillonnage** a de nombreux visages et constitue l'un des principaux défauts les plus fréquents dans les enquêtes quantitatives basées sur un échantillonnage aléatoire. Le biais d'échantillonnage conduit à des résultats non représentatifs qui ne représentent pas fidèlement la zone, les conditions ou les populations étudiées. Par exemple, si les positions exactes des parcelles d'échantillonnage sont sélectionnées par l'équipe de terrain, les situations difficiles (par exemple, sous-bois dense, terrain difficile, secteurs éloignés) seront souvent évitées et leur sous-représentation conduira à des résultats non représentatifs. La randomisation de l'implantation des sites d'échantillonnage ou même leur disposition dans une grille systématique seraient des mesures pour éviter cette source spécifique de biais ;
- › **La répliquabilité**. En d'autres termes, il s'agit de définir et de décrire méticuleusement les procédures de travail et les matériaux utilisés jusqu'à ce que quelqu'un qui n'est pas familier avec le projet puisse répéter l'étude et parvenir aux mêmes résultats ;
- › **Les effets de bord**. Il faut éviter la proximité des lisières d'habitat (ou des écotones) à moins que les effets de bordure soient l'objet de l'étude. Les effets de bord peuvent être physiques (par exemple climatiques) ou biotiques (par exemple, la biodiversité) qui peuvent souvent être détectés jusqu'à plusieurs centaines de mètres à l'intérieur de la forêt (Laurance et al. 2011). L'effet de débordement est lié à cet effet : les habitats dégradés présentent une plus grande biodiversité à proximité de l'habitat intact, car même de nombreuses espèces sensibles se rendront ou passeront (déversement) dans des habitats inadéquats (« dynamique source-puits ») où ils ne peuvent souvent pas être distingués des vrais (constamment présents et se reproduisant avec succès) résidents ;
- › **La richesse des espèces dépend fortement de l'échelle (« effets d'échelle »)**. À titre d'exemple, un seul mètre carré de forêt brûlée l'année précédente peut facilement contenir plus d'espèces végétales que la forêt intacte, mais cette image change radicalement à mesure que la zone d'échantillonnage augmente ;
- › **Définir une référence ou une référence significative (« contrôle »)** comme point de référence pour la surveillance des résultats. Par exemple, il est très difficile d'évaluer les effets du surpâturage sans connaître la végétation dans un état naturellement brouté à des fins de comparaison. Les contrôles permettent de comprendre les effets d'actions ciblées (comme une coupe de bois sélective) sans que des variations environnementales non apparentées (comme le climat) ne puissent fausser l'analyse. Gardez à l'esprit que les fragments d'habitat plus petits ne peuvent offrir des contrôles idéaux (voir Laurance et coll., 2011) ;

› **Définir des hypothèses.** La formulation d'hypothèses de travail (prédictions à priori) sur les modèles, les tendances ou les relations d'intérêt contribue à l'élaboration d'un plan d'étude approprié (comportant un nombre et une distribution adéquats d'unités d'échantillonnage) et des méthodes d'analyse. Des tests statistiques ultérieurs de ces hypothèses permettent d'évaluer objectivement si et dans quelle mesure les résultats du suivi confirment les attentes et, en fin de compte, fournissent des données probantes solides sur les décisions de politique et de gestion ;

› **Réévaluer de manière critique la stratégie et la méthodologie d'échantillonnage dès le début du travail sur le terrain**, et réajuster pour faire face aux défis imprévus.

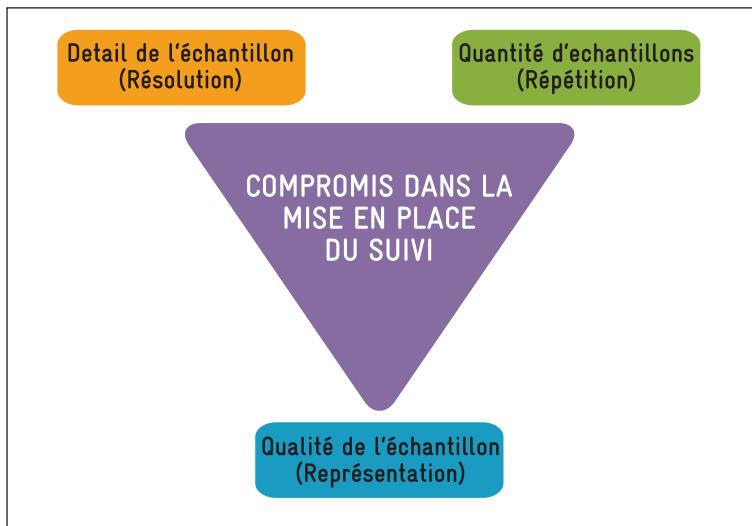
[Retour](#) au texte principal.

Annexe 2. / Gérer la Variabilité des Echantillonnages Aléatoires

La plupart des indicateurs enregistrés sur le terrain exigent beaucoup de travail et nécessitent un échantillonnage aléatoire de petites sous-zones ou de sous-populations. La variabilité est un défi particulièrement important dans l'analyse de ces données. Par exemple, la probabilité de rencontrer une espèce dans un tel sous-échantillon (par exemple, parcelle, transect) varie fortement avec une multitude de paramètres naturels (biotiques et abiotiques) et artificiels (par exemple, schémas socio-économiques et utilisation des terres). C'est la raison principale pour laquelle la complexité spatiale particulièrement élevée et la biodiversité de nombreux écosystèmes tropicaux posent des défis au suivi écologique. Comme exemple spécifique, la densité des oiseaux frugivores est naturellement très variable dans l'espace et le temps en raison de la nature changeante des arbres fruitiers. La limitation d'une telle variabilité inexplicée (« bruit de données ») est importante car elle permet d'obtenir des résultats plus fiables à des efforts d'échantillonnage (et des coûts) plus faibles et donc des coûts. Parmi les mesures qui méritent d'être prises en considération à cet égard, on peut citer :

› **La stratification**, qui devrait être envisagée lorsque le domaine d'étude n'est pas homogène, car l'hétérogénéité de l'habitat se traduira généralement par une grande variabilité dans de nombreux paramètres de réponse. La stratification peut réduire considérablement cette variabilité incontrôlée. Ceci est fait en distribuant (et en analysant) les unités d'échantillonnage de façon plus stratégique selon des types d'habitat prédéfinis (séparés) (« strates », par exemple selon le terrain ou l'utilisation des terres). Voir Kindt & Coe 2005 ;

› **Restreindre l'échantillonnage** en se concentrant sur un échantillonnage approfondi des paramètres centraux pour obtenir des résultats significatifs, malgré des ressources limitées (par exemple en omettant d'autres paramètres, en réduisant la zone d'échantillonnage, en prenant des données de présence-absence plutôt que d'abondance). Voir la **figure 5**, Ward et Larivière 2004 ;

**figure 5**

Les compromis inhérents à toute surveillance de la biodiversité entre le détail de l'échantillon (nombre et résolution des espèces et mesures environnementales prises sur un site), la qualité de l'échantillon (nombre de sous-échantillons collectés pour obtenir une représentation satisfaisante). Source : redessiné d'après Gardner 2010.

- › **L'enregistrement de paramètres environnementaux.** De nombreux paramètres environnementaux importants tels que l'altitude, l'inclinaison et l'exposition, la position topographique (de la crête au fond de la vallée) ou la structure de la végétation (hauteur et fermeture de la canopée, surface terrière) peuvent être facilement mesurés et les données obtenues peuvent être extrêmement utiles pendant l'analyse et l'interprétation des résultats (p. ex., permettre la quantification de leurs effets ou l'explication de la variabilité). Des enregistreurs de données robustes et abordables permettent déjà l'enregistrement automatisé de variables climatiques clés telles que les précipitations, la température ou l'humidité de l'air (par exemple **Testo** ou **Onset**), qui s'avèreront souvent inestimables, en particulier dans le cas d'événements climatiques extrêmes ;
- › **Contrôler la variation temporelle** en prenant en compte différentes saisons (par exemple, saison sèche ou saison des pluies) et le jour, et/ou contrôler le temps d'échantillonnage (par exemple en examinant différents types d'habitats simultanément plutôt que séquentiellement) ;
- › **Echantillonnage par transect ou par coordonnées.** Grâce à leur forme compacte, les parcelles d'échantillonnage sont moins affectées par la variabilité spatiale de l'habitat que les transects. D'autre part, la force des transects réside dans la maximisation des taux de détection des paramètres de faible densité (par exemple dans le suivi des grands mammifères ou des activités illégales, des évaluations rapides de la biodiversité) ;
- › **Unités permanentes d'enquête.** Les espèces sont réparties de manière irrégulière en raison de l'hétérogénéité environnementale des habitats et des ressources. Le marquage permanent et l'observation répétée des mêmes unités d'échantillonnage (tracés, transects, pièges) permettent de réduire cette grande source de variabilité « aléatoire » des données (« bruit ») et, chez les organismes sessiles (immobiles) tels que les plantes ou les coraux, le sort des individus peut être suivi, réduisant encore le bruit. De même, le marquage des individus des espèces mobiles permet des estimations beaucoup plus précises de la taille, de la densité et des tendances des populations (« marquage et recapture ») ;

› **L'échantillonnage pilote et l'analyse de puissance** pendant la conception de l'étude permettent de quantifier la variabilité réelle des données et de déterminer un nombre adéquat d'unités d'échantillonnage, évitant ainsi le sous-échantillonnage (suivi de trop peu d'unités d'échantillonnage pour obtenir des résultats clairs) ou le sur-échantillonnage (dépenser plus d'efforts que nécessaire et efficace). Cette mesure sera particulièrement rentable pour des projets de surveillance plus ambitieux (coûteux) ;

› **Les données quantitatives (numériques)** (dénombrements, mesures, si inévitables même estimations) doivent être collectées plutôt que les données qualitatives telles que « catégoriques » (par exemple, classes) ou « ordinales » (classements par exemple), car elles permettent des analyses plus puissantes et significatives ; ils sont également moins sensibles au jugement personnel (biais) et donc beaucoup plus reproductibles et comparables.

[Retour](#) au texte principal

Annexe 3. / Les Organismes comme Indicateurs

Comme la plupart des écosystèmes sont extrêmement complexes, les ressources financières et humaines limitées exigent généralement la réduction de la surveillance de la biodiversité à un très petit sous-ensemble d'organismes (« taxons », généralement des espèces individuelles ou groupes d'espèces apparentées).

Les groupes d'organismes diffèrent grandement en ce qui concerne leur sensibilité à des pressions environnementales naturelles ou anthropiques spécifiques (à la fois parmi et au sein de groupes d'organismes). Par conséquent, le pouvoir indicatif et la pertinence d'un groupe d'organismes dépendent fortement des objectifs de surveillance spécifiques et du contexte du projet. Par exemple, alors que la richesse en espèces ou la composition de la communauté en lichens est un excellent indicateur de la pollution de l'air, il est peu utile de surveiller la dégradation des forêts et entièrement inutile pour évaluer la pression de la chasse. De même, de nombreux mammifères à onglons sont sensibles à la chasse opportuniste, mais ont tendance à être tolérants ou même à apprécier la dégradation des forêts. La sélection minutieuse

des groupes d'organismes appropriés pour les objectifs de suivi spécifiques (« espèces indicatrices ») est donc une étape critique après que les objectifs de suivi ont été convenus entre les parties prenantes concernées.

Certaines considérations pratiques spécifiques pour la sélection d'organismes indicateurs appropriés comprennent :

› **Prise en compte des fluctuations de population et des durées de génération.** Certaines populations d'espèces fluctuent naturellement beaucoup plus fortement et de façon imprévisible que d'autres (par exemple, en raison des cycles prédateur-proie, de la sensibilité au climat) ; de plus, les espèces ayant de longs cycles de production peuvent réagir trop lentement à l'intervention de la gestion pour être des indicateurs idéaux.

› Dans la pratique, **l'indicateur le plus fiable peut souvent ne pas être l'espèce la plus sensible** ou la plus menacée et/ou la plus préoccupante, mais plutôt d'autres espèces sensibles à la pression (par exemple à la chasse opportuniste), qui sont raisonnablement communes et faciles à identifier et quantifier (voir Gardner 2010, p.76 et suivantes, pour une discussion sur l'utilisation des espèces menacées).

› **L'indicateur peut-il être identifié facilement et de manière fiable ?** L'identification des espèces peut être très difficile et nécessiter beaucoup de ressources. Considérez également que l'identification exacte des espèces peut ne pas être nécessaire. Pour de nombreux objectifs de surveillance, il est souvent suffisant de reconnaître les espèces comme distinctes sans les nommer (espèces morphologiques) lorsque de nombreuses espèces sont surveillées. Des identifications encore plus grossières peuvent suffire: l'abondance de « toutes les espèces d'ongulés » (comprenant généralement plusieurs familles) ou « tous les primates » regroupés peut être suffisamment détaillée pour surveiller la pression sur la chasse. La ségrégation grossière des macroinvertébrés aquatiques en genres, en familles ou même en ordres d'organismes est souvent suffisamment précise pour surveiller les changements dans la qualité de l'eau (Beatty et al. 2006). De même, la diversité des taxons supérieurs (familles et ordres) a été reconnue comme un bon indicateur de substitution de la diversité marine globale (Mellin et al. 2011). Une considération importante, cependant, est que la composition des assemblages d'espèces ou des communautés est souvent un indicateur des conditions environnementales beaucoup plus sensible que la richesse des espèces (par exemple Imai et al., 2014), ce qui nécessite une résolution et des efforts d'identification plus élevés. Voir aussi Ward et Larivière (2004) pour une revue utile de quatre approches couramment utilisées pour réduire les efforts lors des évaluations biologiques rapides.

› **Groupes taxonomiques ou fonctionnels?**

Dit simplement, les groupes taxonomiques (ou phylogénétiques) sont des groupes d'organismes qui partagent une ascendance commune. Parce que l'identification des espèces est souvent très difficile, la plupart des études ont traditionnellement été limitées à un ou quelques groupes taxonomiques de ce type. L'utilisation traditionnelle de groupes taxonomiques entiers pour les enquêtes sur la biodiversité facilite aujourd'hui la comparaison de la biodiversité entre les études et les sites. Alors que les membres de groupes taxonomiques uniques ont souvent l'avantage d'être identifiables de manière assez fiable au niveau de l'espèce par un seul expert, leurs membres divergent généralement énormément dans leurs exigences écologiques et fournissent donc rarement les indicateurs les plus solides pour certains facteurs environnementaux. Les groupes fonctionnels ou « guildes » regroupent toutes les espèces dans un écosystème qui partagent certains traits d'histoire de vie centrale indépendamment de leur ascendance commune et de leur parenté génétique. De tels traits communs invoquent souvent une sensibilité exceptionnelle à certains paramètres environnementaux (plus que des groupes définis par parenté génétique), et les groupes fonctionnels peuvent donc être de puissants indicateurs. Par exemple, en haut de la chaîne alimentaire, les prédateurs de la guildes sont sensibles à une variété de pression humaine, tout comme les grands oiseaux frugivores sont sensibles à la chasse opportuniste des animaux chasseurs de viande de brousse.

› **Le rapport coût-efficacité varie énormément entre les groupes taxonomiques ou fonctionnels d'organismes**, non seulement en raison des différences dans leur pouvoir indicatif, mais aussi en raison de la grande variabilité des types et des quantités de ressources

nécessaires pour échantillonner et identifier ces organismes. Par exemple les coléoptères peuvent offrir un indicateur de l'abondance et de la diversité des grands mammifères de façon rentable et aisée de la pression exercée par la chasse (**figure 6, figure 7**).

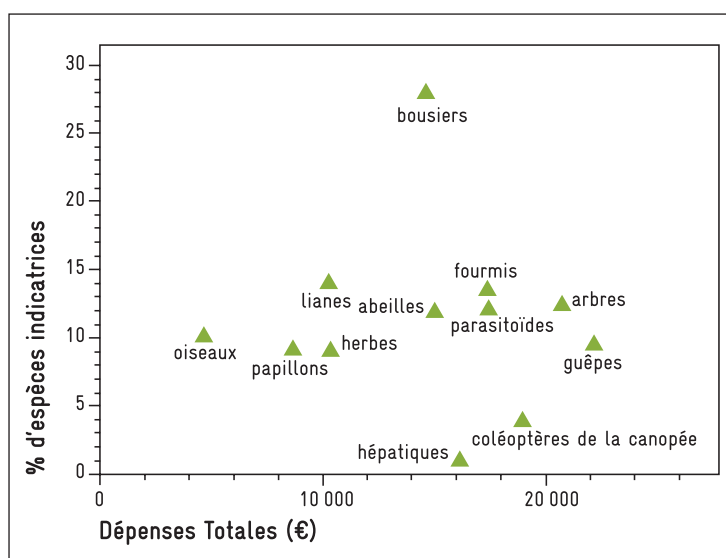


figure 6

Relation entre les coûts d'enquête et le pourcentage d'espèces indicatrices entre différents groupes d'organismes dans la forêt pluviale ancienne et deux habitats agroforestiers (cacao à fort et faible ombrage) à Sulawesi, Indonésie. Les espèces indicatrices sont données comme la somme des espèces ayant une valeur significative d'indicateur pour l'un des trois types d'habitat. Notez que les différents groupes d'organismes ne sont pas entièrement comparables puisque les efforts d'échantillonnage et l'exhaustivité n'étaient pas standardisés. Dans cette étude particulière, les bousiers et les oiseaux présentent les meilleurs rapports coûts-bénéfices, les hépatiques et les coléoptères étant les moins

évidents. En pratique, le rapport coût-efficacité des indicateurs est plus complexe. Par exemple, bien que le suivi des arbres soit plutôt coûteux, il présente souvent de nombreux avantages (pour différencier les types de végétation, estimer les stocks de carbone, gérer l'utilisation durable des ressources, etc.). Source : redessiné d'après Kessler et al. 2011

› **Il n'y a pas d'indicateur de substitution idéal pour la biodiversité globale.** L'objectif clé de nombreuses initiatives de suivi de la biodiversité consiste à quantifier les tendances de la richesse globale en espèces d'une zone ou d'un type d'habitat. Les « substituts » de la biodiversité, des groupes uniques d'organismes qui reflètent de manière fiable la biodiversité générale, sont une nécessité pour rendre cela pratiquement réalisable. Malheureusement, les substituts idéaux n'existent pas – pratiquement chaque groupe d'organisme répond d'une manière inhérente et particulière. Certains groupes font cependant de meilleurs substituts que d'autres. Par exemple les plantes et les oiseaux sont généralement bien connus, réalisables à surveiller et généralement bien corrélés avec la biodiversité globale.

› **Envisager la surveillance des « espèces clés ».** En fonction des objectifs spécifiques, la surveillance peut ne pas cibler nécessairement les espèces ayant une valeur indicative maximale mais des espèces ayant d'autres propriétés ou valeurs remarquables (« espèces clés »). Sachez que le terme « espèces clés » n'est pas clairement défini et peut facilement causer des malentendus. Les espèces clés sont souvent définies selon les concepts suivants : **Les espèces parapluie** sont des espèces avec des exigences élevées concernant la taille et la qualité de l'habitat, dont la conservation garantit presque la conservation de la majeure partie des autres espèces partageant leur habitat (par exemple tigre).

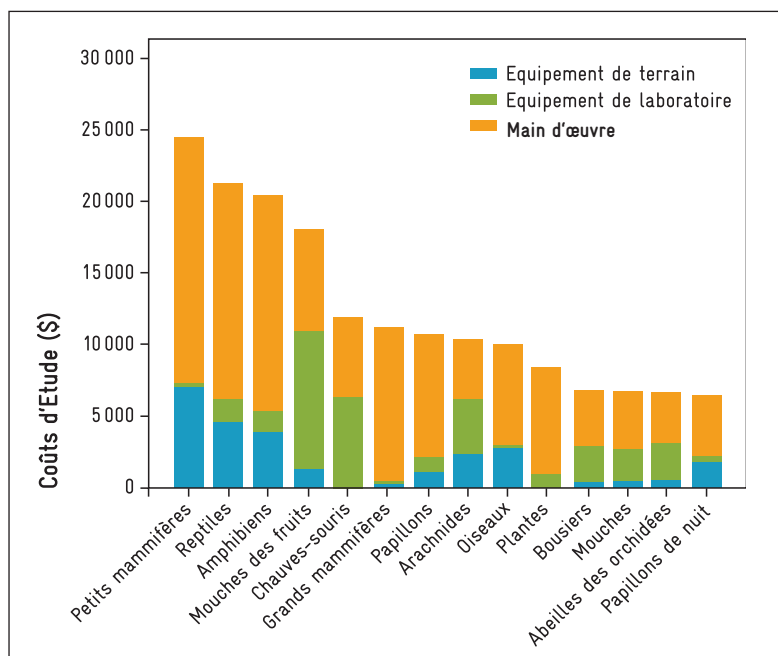


figure 7

Total des coûts d'enquête pour 14 groupes d'organismes en Amazonie brésilienne. Dans cette étude, les coléoptères, les oiseaux et les mouches (charognards) ont montré les rendements les plus élevés en termes de valeur indicative pour les altérations humaines (ou non) par rapport aux dépenses, les petits mammifères et les papillons sélectionnés les plus bas. Les coûts de main-d'œuvre peuvent se produire principalement sur le terrain (par exemple les oiseaux) ou dans le laboratoire (par exemple les papillons de nuit). Source : redessiné d'après Gardner et al. 2008

Les espèces phares sont les ambassadrices des initiatives de conservation sélectionnées pour leur caractère charismatique (pour attirer le soutien) et généralement assez grandes pour promouvoir la conservation de vastes zones (par exemple, le tigre, le panda). **Les espèces fondamentales** sont nommées en raison de leur importance primordiale pour la stabilité et/ou le fonctionnement de l'écosystème (par exemple les carnivores supérieurs, les tatous géants ou les figuiers). Le terme « **ingénieurs des écosystèmes** » est couramment appliqué aux espèces animales clés qui façonnent fortement leur habitat, en particulier par l'action mécanique (par exemple les barrages de construction de castors, les éléphants qui entretiennent les clairières). La Liste rouge de l'UICN fait autorité en ce qui concerne l'état de conservation national ou mondial des espèces (**UICN catégories de menaces** par exemple être **vulnérable, en danger ou menacé d'extinction**). Les espèces à aire restreinte sont particulièrement préoccupantes du point de vue de la conservation, car leurs répartitions géographiques

naturellement étroites les rendent particulièrement vulnérables à l'extinction. Les espèces à aire restreinte sont particulièrement préoccupantes du point de vue de la conservation, car leurs répartitions géographiques naturellement étroites les rendent particulièrement vulnérables à l'extinction. Les espèces à aire restreinte sont souvent appelées **espèces endémiques** lorsque leur aire de répartition coïncide avec des entités géographiques ou politiques (par exemple limitée à une région biogéographique, un pays, une province, une chaîne de montagnes ou un bassin versant).

- › **Ne vous laissez pas emporter.** Les approches simples sont généralement les plus rentables, réalisables et durables et peuvent être tout à fait suffisantes. Par exemple un simple indice d'abondance relative pour une espèce cible basé sur des données opportunistes (par exemple, capture par effort) peut souvent suffire à remplacer une configuration à forte intensité de ressources qui donne la taille réelle (absolue) de la population.

[Retour](#) au texte principal.

À son titre d'entreprise fédérale, la GIZ aide le gouvernement fédéral allemand à concrétiser ses objectifs en matière de coopération internationale pour le développement durable.

Publié par :
Deutsche Gesellschaft für
Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH

Sièges de la société
Bonn et Eschborn, Allemagne

Deutsche Gesellschaft für
Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH P.O.Box 6091
Road 90, House 10/A, Gulshan 2
Dhaka 1212
Bangladesh

E info@giz.de
I www.giz.de

Auteur/Responsable/Rédaction, etc. :
Florian A. Werner & Umberto Gallo-Orsi

Publié sous la direction de :
Delany Environmental, Opheusden, Pays Bas

Création graphique et conception du design :
now [nau], Frankfurt am Main, Allemagne

Crédits photos/Sources :
P. 1^{re} : NASA/Norman Kuring (Baja Californie vue de l'espace); p. 1^{re} (crabe des palétuviers), 20, 27, 36 : GIZ/Ranak Martin;
p. 6 : NASA/ Jeff Schmaltz; p. 10 : GIZ/Laos; p. 16 : GIZ/Joerg Boethling; p. 17 : USAID/Drik/ Wahid Adnan; p. 25 : NASA/
Robert Simmon; p. 35 : Nikolay Petkov; les autres photographies sont de Florian Werner.

Citation recommandée :
Werner, Florian A. & Gallo-Orsi, Umberto. 2016. Suivi de la biodiversité pour la gestion des ressources naturelles – manuel d'initiation. GIZ, Eschborn et Bonn, Allemagne. DOI : 10.13140/RG.2.1.3141.8488/1

Renvois et liens :
La présente publication comporte des liens ou renvois vers des sites Internet externes. Les contenus des sites externes liés relèvent de la responsabilité des fournisseurs ou hébergeurs de ces sites. Lors du premier référencement, la GIZ a vérifié si le contenu de tiers n'était pas de nature à entraîner une responsabilité civile ou pénale. Cependant, il ne saurait être raisonnablement envisagé de procéder à un contrôle permanent du contenu des sites liés en l'absence d'indices concrets de violation du droit. Si la GIZ constate ou si on lui signale qu'une offre externe pour laquelle elle a mis un lien à disposition soulève une responsabilité civile ou pénale, le lien correspondant sera immédiatement supprimé. La GIZ se démarque expressément de tels contenus.

La GIZ est responsable du contenu de cette publication.

Date de publication de la version anglaise: Mai 2016

Traduction en langue française : décembre 2017



Deutsche Gesellschaft für
Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH

Siège de la Société
Bonn und Eschborn

Friedrich-Ebert-Allee 36 + 40
53113 Bonn/Allemagne
T +49 228 44 60-0
F +49 228 44 60-17 66

Dag-Hammarskjöld-Weg 1 - 5
65760 Eschborn, Deutschland/Allemagne
T +49 61 96 79-0
F +49 61 96 79-11 15

E info@giz.de
I www.giz.de