



HAL
open science

Critères et indicateurs de la gestion des ressources forestières : prise en compte de la complexité et de l'approche écosystématique

Rodolphe Schlaepfer, Rita Büter

► To cite this version:

Rodolphe Schlaepfer, Rita Büter. Critères et indicateurs de la gestion des ressources forestières : prise en compte de la complexité et de l'approche écosystématique. *Revue forestière française*, 2004, 56 (5), pp.431-444. 10.4267/2042/5112 . hal-03449399

HAL Id: hal-03449399

<https://hal.science/hal-03449399>

Submitted on 25 Nov 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

CRITÈRES ET INDICATEURS DE LA GESTION DES RESSOURCES FORESTIÈRES : PRISE EN COMPTE DE LA COMPLEXITÉ ET DE L'APPROCHE ÉCOSYSTÉMIQUE

RODOLPHE SCHLAEPFER - RITA BÜTLER

Depuis la conférence de Rio en 1992, les notions “critère” et “indicateur”, mais surtout celle d’indicateur, ont connu un essor remarquable. Il n’est plus possible de dénombrer les initiatives internationales ou nationales consacrées à la définition et à la mise en place d’indicateurs. La motivation essentielle à la base de ces notions est la nécessité de mesurer l’évolution des performances vers le développement durable (Hardi, 1996).

Il est clair que toute élaboration d’indicateurs de développement durable doit être fondée sur l’objectif à atteindre, en d’autres termes sur l’utilisation finale des indicateurs. Les besoins en matières d’indicateurs sont très variés. Ils dépendent d’éléments comme les échelles spatiale et temporelle, les secteurs d’activités, les systèmes ou les phénomènes concernés. C’est ainsi qu’il est possible de distinguer différents groupes d’approches conceptuelles. En ce qui nous concerne, en simplifiant, nous retiendrons les approches globales et sectorielles.

- **L’approche globale**, dont l’objectif général est d’intégrer tous les aspects du développement durable. Un bon exemple est le système d’indicateurs proposé par la Commission pour le Développement durable des Nations Unies (United Nations, 1996). Ce système comprend des thèmes et des sous-thèmes groupés dans les 4 catégories “Social”, “Environnemental”, “Économique” et “Institutionnel”. Un autre exemple est le système suisse “MONET”, dont le but est de surveiller le développement durable en Suisse (Altwegg *et al.*, 2003).

- **L’approche sectorielle**, utilisée pour définir un système de critères et d’indicateurs pour un domaine particulier d’activités. L’exemple le plus frappant est celui du secteur forestier. Très tôt après Rio, des processus internationaux pour définir des critères et des indicateurs de gestion durable des forêts ont vu le jour. Parmi les premiers se trouvent le processus de Montréal (<http://www.mpci.org/10.02.04>) et celui de la Conférence ministérielle de la Protection des Forêts en Europe (<http://www.mcpfe.org/10.02.04>). Ce dernier a sorti, en 2002, une liste révisée de ses 6 critères et 35 indicateurs quantitatifs. Un autre domaine important pour lequel plusieurs systèmes d’indicateurs ont été développés est celui de l’environnement. Exemple : les indicateurs d’environnement de l’OCDE (OCDE, 1998 ; Eurostat, 2002), qui sont structurés selon le principe “Pression-État-Réponse”. Cette structuration permet de tenir compte à la fois des relations de cause à effet dans le système concerné et des mesures introduites par la politique ou la gestion en vue d’améliorer l’état de l’environnement ou réduire les sources de dégradations. De nombreux autres systèmes d’indicateurs basés sur une approche sectorielle ont aussi été élaborés, par exemple pour la surveillance d’écosystèmes dégradés en Tanzanie (Ogle, 2001), pour l’industrie

des mines et du pétrole (Azapagic, 2003), pour la gestion transfrontalière de systèmes fluviaux (Lorenz *et al.*, 2001) ou encore pour la certification forestière (Rametsteiner et Simula, 2003).

Une question importante est de savoir ce que l'on entend par critère et indicateur. En raison des différentes approches présentées, il existe dans la littérature plusieurs définitions, parfois très divergentes. L'objet de cet article n'est pas de passer en revue les définitions existantes. Nous adoptons celles qui nous paraissent les plus appropriées. Lorenz *et al.* (2001), qui font la différence entre indicateur et indice, nous proposent ce qui suit :

– « **un indicateur** est une variable ou une agrégation de variables, décrivant un système ou un processus » et

– « **un indice**, grandeur sans dimension, est une agrégation mathématique de variables ou d'indicateurs dont les unités de mesures sont souvent différentes ». Ces définitions, comme celle de Stein *et al.* (2001), qui va dans le même sens, nous semblent particulièrement flexibles, tout en étant rigoureuses.

Les processus de gestion durable des forêts ont également adopté des critères et des indicateurs. Leurs définitions divergent parfois, mais leurs significations conceptuelles restent identiques. Par exemple, pour le processus de Montréal (<http://www.mpci.org/>10.02.04>), un critère est une catégorie de conditions ou de processus essentiels qui permettent d'évaluer l'aménagement forestier durable. D'une façon générale, le **critère**, exprimé sous forme d'une phrase, signifie un aspect considéré important, et par lequel on pourra juger un succès ou un échec. Les critères servent à définir les éléments essentiels ou l'ensemble de conditions ou les processus par lesquels la gestion durable des forêts peut être jugée. Le critère se caractérise par un ensemble d'indicateurs connexes, contrôlés périodiquement afin d'évaluer le changement. L'**indicateur** est une variable quantitative ou qualitative qui mesure ou décrit un aspect du critère (ou son résultat), et qui, lorsqu'il est observé périodiquement, dénote une tendance.

Riley (2001), à juste titre, attire notre attention sur les différences entre les notions de "variable", "paramètre", "estimateur" et "indicateur". Pour cet auteur, une variable est une caractéristique mesurée sur un objet ou une unité, un paramètre est la valeur à estimer de la population étudiée, un estimateur est une fonction de variables qui nous donne l'estimation recherchée, et un indicateur, également une fonction de variables, fournit une indication en vue d'une prise de décision. Lamerts van Bueren et Blom (1997), dans leur excellente présentation d'un cadre conceptuel hiérarchique pour la formulation de standards de la gestion durable des forêts, ont, en plus de principe, critère et indicateur, proposé la notion de vérificateur (*verifier* en anglais). Ils définissent le vérificateur comme étant la source d'information pour l'indicateur (exemple : visite de terrain, table de production, plan de gestion, etc.).

Un point essentiel dans l'élaboration d'un système d'indicateurs est celui du choix des critères de sélection des indicateurs. Ce problème a fait l'objet de plusieurs publications. Mentionnons, à titre d'exemple, les qualités requises par Stein *et al.* (2001) :

- rapport avec le problème étudié,
- transparence,
- être applicable à des systèmes différents,
- être en mesure de détecter les changements,
- mesurable à un coût raisonnable,
- approprié pour l'échelle concernée.

Rump (1996), quant à lui, groupe les critères de sélection d'un indicateur en 3 catégories :

- qualité des données (valeur scientifique, disponibilité, qualité et coût des données),
- pertinence (représentativité, couverture géographique, sensibilité aux évolutions),

— capacité de communiquer (simplicité, existence d'une valeur de référence, possibilité de comparaison et possibilité d'utilisation dans le cadre de scénarios prospectifs).

D'autres défis relatifs à la construction d'un système d'indicateurs sont :

- la validation du système proposé (Bockstaller et Girardin, 2003),
- le problème de passage d'une échelle à une autre (Stein *et al.*, 2001),
- la prise en compte de la complexité des systèmes concernés (Merkle et Kaupenjohann, 2000 ; Riley, 2001 ; Pykh *et al.*, 2000),
- la prise en compte de l'échelle du paysage (Piorr, 2003).

Cette introduction illustre bien les différentes approches développées en matière d'indicateurs et les défis existants. La question qui nous intéresse est de savoir où se placent les indicateurs de gestion durable des forêts par rapport aux développements présentés. Pour y répondre, nous présenterons pour commencer les notions de gestion durable, de gestion écosystémique et d'approche écosystémique, toutes trois le résultat de développements visant l'intégration de considérations écologiques, économiques et sociales. Nous expliquerons ensuite pourquoi les écosystèmes et les paysages forestiers doivent être considérés comme des systèmes complexes. Puis, à la lumière de ces deux présentations, nous analyserons de façon critique les critères et indicateurs existants de gestion durable des forêts.

GESTION FORESTIÈRE DURABLE, GESTION ÉCOSYSTÉMIQUE ET APPROCHE ÉCOSYSTÉMIQUE

L'objectif primaire des indicateurs, tel que formulé dans l'Agenda 21, est de fournir des bases de décision en matière de développement durable. En ce qui concerne la foresterie, il s'agit de prises de décision en gestion durable des écosystèmes forestiers et en politique forestière. Pour une analyse des indicateurs forestiers, il est donc utile d'examiner en quoi consiste la gestion forestière durable aujourd'hui. Depuis une vingtaine d'années, nous sommes passés de la gestion forestière à rendement soutenu (c'est-à-dire à production de bois durable), à la gestion forestière durable, dans un sens plus large incorporant les composantes écologiques, économiques et sociales (Schlaepfer et Elliott, 2001 ; Angelstam *et al.*, 2004).

Une étape importante de cette évolution est sans aucun doute la publication par IUCN, PNUE et WWF de l'ouvrage "*Sauver la Planète : Stratégie pour l'Avenir de la Vie*", en 1991. Cet ouvrage a d'ailleurs été l'une des bases de préparation de la conférence de Rio en 1992. On y trouve trois éléments qui nous concernent : une analyse de notion de durabilité, une série de 10 actions en vue de la gestion durable des forêts ainsi qu'une proposition d'indicateurs de la qualité de vie et de la durabilité écologique. La Conférence de Rio en 1992 a adopté une déclaration de principes, non juridiquement contraignante mais faisant autorité, pour un consensus mondial sur la gestion, la conservation et l'exploitation écologiquement viable de tous les types de forêts. On peut affirmer que les 15 principes formulés dans cette déclaration sont en quelque sorte les bases de réflexions des nombreux processus de gestion forestière durable qui ont vu le jour depuis 1992. Relevons que, parmi les concepts développés depuis se trouvent, en plus de la gestion forestière durable (*sustainable forest management* en anglais), la gestion des écosystèmes (*ecosystem management* en anglais), la gestion forestière multifonctionnelle (*multi functional forest management*), la gestion forestière adaptative (*adaptive forest management*) ou l'approche écosystémique (*ecosystem approach*). Les processus consacrés à la gestion forestière durable sont nombreux. Mentionnons à titre d'exemple le processus paneuropéen de la Conférence ministérielle de la Protection des Forêts en Europe (CMPFE) (<http://www.mcpfe.org/10.02.04>), le processus de Montréal (<http://www.mpci.org/10.02.04>), les efforts de l'Organi-

sation internationale des Bois tropicaux (OIBT) (<http://www.itto.or.jp/10.02.04>) ou encore le concept de certification forestière (Elliott et Schlaepfer, 2001 ; Rametsteiner, 2003). Le processus européen, dans la Résolution H2 adoptée à Helsinki en 1993, a défini la gestion forestière durable de la manière suivante :

« La “gestion durable” signifie la gérance et l'utilisation des forêts et des terrains boisés, d'une manière et à une intensité telles qu'elles maintiennent leur diversité biologique, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur capacité à satisfaire, actuellement et pour le futur, les fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes, aux niveaux local, national et mondial ; et qu'elles ne causent pas de préjudices à d'autres écosystèmes » (Conférence ministérielle sur la Protection des Forêts en Europe, 16-17 juin 1993).

Les quatre processus mentionnés ont élaboré des systèmes de critères et d'indicateurs permettant d'évaluer les progrès accomplis ou la qualité de la gestion pratiquée. En ce qui concerne la certification, il y a, en plus des indicateurs, des normes à respecter.

Les concepts de gestion des écosystèmes et d'approche écosystémique ont une portée plus générale. Ils peuvent être appliqués à toute gestion de ressources biologiques, voire même à toute activité touchant un écosystème ou un paysage.

La “gestion écosystémique” est un concept développé en Amérique du Nord. Il vise à utiliser les ressources biologiques tout en maintenant les capacités de production des écosystèmes et des paysages produisant les ressources utilisées (Schlaepfer, 1997). Les bases scientifiques de la gestion des écosystèmes ont été publiées en 1996 (Christensen *et al.*, 1996). Une série de trois ouvrages décrit les aspects scientifiques et de gestion du concept (Johnson *et al.*, 1999 ; Szaro *et al.*, 1999 ; Sexton *et al.*, 1999). En simplifiant, on peut dire que la gestion écosystémique repose sur une série de principes (Schlaepfer *et al.*, 2002) :

- approche globale de la gestion,
- approche considérant l'ensemble des éléments et des processus de l'écosystème ou du paysage concerné,
- fixation d'objectifs multiples,
- intégration des considérations écologiques, économiques et sociales,
- approche paysagère par la prise en compte du voisinage,
- intégration des échelles spatiales (site, paysage et région) et temporelles (court, moyen et long terme),
- participation aux prises de décisions de tous les acteurs concernés,
- existence d'un système de surveillance approprié,
- adaptation de la gestion en fonction des connaissances acquises en cours de route,
- respect du principe de précaution.

Les expériences faites en matière de gestion écosystémique dans le monde sont en général convaincantes (Pirrot *et al.*, 2000).

Le concept de l’“**approche écosystémique**” a été développé dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique (<http://www.biodiv.org/10.02.04>). Il est défini comme étant une stratégie pour une gestion intégrée des sols, de l'eau et des ressources vivantes, en vue de leur conservation et leur utilisation durable et équitable.

Il s'articule autour des 12 principes suivants, que nous citons en raccourci :

- Principe 1 : les objectifs sont des choix de société
- Principe 2 : décentralisation de la gestion
- Principe 3 : gestion en fonction des effets sur les écosystèmes voisins

- Principe 4 : contexte économique favorisant le maintien de la diversité biologique
- Principe 5 : maintien de la structure et du fonctionnement des écosystèmes
- Principe 6 : gestion dans les limites du fonctionnement des écosystèmes
- Principe 7 : gestion aux échelles spatiales et temporelles appropriées
- Principe 8 : fixation des objectifs pour le long terme
- Principe 9 : gestion acceptant les changements comme étant inévitables
- Principe 10 : équilibre entre la conservation et l'utilisation de la diversité biologique
- Principe 11 : prise en compte de toutes les formes d'information
- Principe 12 : implication de tous les secteurs pertinents de la société et disciplines scientifiques.

Tous les concepts mentionnés visent le même objectif : la gestion durable des systèmes écologiques exploités. Ils ont de nombreux éléments en commun, mais peuvent aussi diverger. Actuellement, il y a un besoin, lors des négociations internationales, de mieux connaître ces points communs et ces divergences.

En ce qui concerne les concepts "gestion écosystémique" et "approche écosystémique", ils en sont à des niveaux de principes. Mais, pour en vérifier les applications, il est indispensable de les compléter par des systèmes d'indicateurs et de surveillance, comme cela a été fait par exemple pour les processus de Montréal et paneuropéen.

LES ÉCOSYSTÈMES ET PAYSAGES FORESTIERS SONT DES SYSTÈMES COMPLEXES

Un écosystème forestier est un système écologique dynamique composé d'un biotope comprenant les éléments non vivants air, eau et sol, ainsi que d'une biocénose avec les éléments vivants végétation (avec dominance de la végétation ligneuse), faune et micro-organismes. Les six éléments du système sont en constante interaction et le système lui-même est en interaction avec les systèmes voisins.

Le paysage forestier est un espace géographique dynamique, composé d'écosystèmes terrestres, aquatiques et urbains en interaction, dans lequel domine l'élément forestier. Le paysage forestier est caractérisé par sa composition, sa configuration, les processus qui s'y déroulent ainsi que les fonctions qu'il exerce au profit de la société (figure 1, ci-contre).

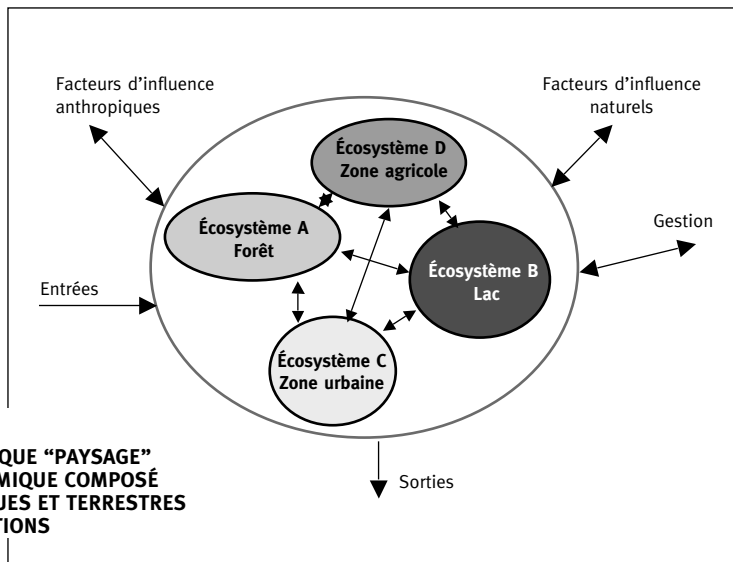


FIGURE 1
LE COMPLEXE ÉCOLOGIQUE "PAYSAGE"
EST UN SYSTÈME DYNAMIQUE COMPOSÉ
D'ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES ET TERRESTRES
EN INTERACTIONS

Au vu de ces définitions, il est clair que les écosystèmes et les paysages forestiers sont des systèmes complexes, avec toutes les conséquences scientifiques et de gestion qui en découlent (Bossomaier et Green, 2000). Selon Bradbury *et al.* (2000), la complexité écologique est la résultante de la richesse de la végétation et de la faune, de l'abondance des interactions entre individus et populations, des conditions environnementales très variées pouvant affecter les organismes et les nombreux processus se déroulant dans la nature.

Il est donc évident que les systèmes écologiques forestiers sont caractérisés par les propriétés attribuées aux systèmes complexes décrites par Parrot (2002), à savoir l'émergence ("*emergence*" en anglais, le tout est différent de la somme des éléments), l'auto-organisation ("*self-organization*" en anglais, capacité de se structurer d'une manière durable), les échelles ("*scaling*" en anglais, un modèle différent est nécessaire pour la description du système à des échelles différentes) et l'imprévisibilité ("*unpredictability*" en anglais, l'écosystème se trouve entre l'ordre parfait et le chaos).

La question qui se pose est de savoir si les systèmes de critères et d'indicateurs existants tiennent suffisamment compte de cette complexité. Cette question a été récemment abordée par Merkle et Kaupenjohann (2000). Ces auteurs constatent que les indicateurs systémiques, fonctionnels et holistiques sont rares. Ils proposent la définition et l'utilisation d'indicateurs écosystémiques, qui tiennent compte du fonctionnement des écosystèmes. Parrot et Kok (2000) et Klomp et Green (1996) proposent une approche conceptuelle pour incorporer la complexité dans la modélisation de l'écosystème. Ces approches mettent en évidence les points sensibles dont il faut tenir compte dans l'élaboration d'indicateurs systémiques. Klomp et Green, du point de vue de la conservation et de la gestion du territoire, en raison de la complexité des systèmes concernés, mettent en exergue la nécessité d'une approche au niveau du paysage. C'est dans cet esprit que Piorr (2003) propose, entre autres, pour les politiques agro-environnementales, l'utilisation d'indicateurs capables de décrire le paysage. Comme Piorr, nous considérons le paysage comme un niveau spatial important, car c'est à ce niveau que de nombreux problèmes environnementaux, par exemple la perte de diversité biologique, peuvent être décrits, compris et gérés. En Europe, plusieurs processus internationaux et nationaux sont en cours en vue de définir et de mettre en œuvre des indicateurs au niveau du paysage. Mentionnons, à titre d'exemple, les indicateurs du paysage de l'OECD (OECD, 2001), le projet européen PAIs (*Proposal on Agri-Environmental Indicators*) pour des indicateurs agro-environnementaux (Eiden, 2001), ou encore, pour le niveau national, l'inventaire et le monitoring du paysage en Suède (Swedish Environmental Protection Agency, 1998). Notons que le projet PAIs a défini sept catégories d'indicateurs du paysage : composition du paysage, configuration du paysage, toutes deux basées sur des métriques du paysage, état et changement des caractéristiques naturelles du paysage, éléments historiques et culturels du paysage, valeur visuelle et esthétique du paysage, protection et conservation des éléments culturels du paysage ainsi que protection et conservation de la nature.

LES CRITÈRES ET INDICATEURS DANS LA GESTION ÉCOSYSTÉMIQUE DES RESSOURCES FORESTIÈRES

Qu'en est-il des systèmes d'indicateurs élaborés dans le cadre de la Conférence ministérielle sur la Protection des Forêts en Europe (CMPFE), (MCPFE, 2002) ? Peuvent-ils être considérés comme écosystémiques ou, formulé autrement, tiennent-ils vraiment compte de la complexité des systèmes forestiers ? Pour une réponse affirmative à ces questions, les indicateurs devraient traduire les conditions et les processus principaux du fonctionnement du système (Merkle, 2002). Des qualités appropriées du sol, de l'air et de l'eau sont parmi les conditions de base pour le bon fonctionnement de l'écosystème forestier. Les processus principaux sont les cycles biogéo-

Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : où en est-on ?

chimiques, la dynamique des populations végétales et animales ainsi que les interactions entre écosystèmes ou paysages voisins. Les cycles les plus importants sont ceux de l'énergie et des matières comme l'eau, le carbone, l'azote, l'oxygène et le phosphore. En ce qui concerne la dynamique, elle est traduite pour la végétation par des notions comme la régénération, la mortalité, l'accroissement et les exploitations ; pour la faune, il faut y ajouter les immigrations et les émigrations. Les interactions entre systèmes voisins sont essentiellement le résultat d'échanges de matières (biotiques ou abiotiques) et d'énergie.

Les indicateurs de la CMPFE, au nombre de 35 indicateurs quantitatifs, correspondent aux 6 critères suivants :

- C1 : maintien et augmentation appropriée des ressources forestières et leur contribution au cycle global du carbone (avec 4 indicateurs).
- C2 : maintien de la santé et de la vitalité des écosystèmes forestiers (4 indicateurs).
- C3 : maintien et encouragement des fonctions de production des forêts (ligneuses et non ligneuses) (5 indicateurs).
- C4 : maintien, conservation et augmentation appropriée de la diversité biologique dans les écosystèmes forestiers (9 indicateurs).
- C5 : maintien et augmentation appropriée des fonctions de protection dans la gestion forestière (en particulier sol et eau) (2 indicateurs).
- C6 : maintien des autres fonctions et conditions socio-économiques (11 indicateurs).

Les 6 critères sont présentés sous une forme verbale. Ils commencent tous par le mot "maintien". Ils peuvent donc être assimilés à des objectifs généraux de gestion. Mais ils ne sont pas mesurables en tant que tel. C'est la raison pour laquelle ils sont accompagnés d'indicateurs, qui eux sont mesurables. Il existe une fiche descriptive pour chacun des indicateurs retenus. Cette fiche informe sur le nom, la raison du choix de l'indicateur, la source de données au niveau international, l'unité avec laquelle l'indicateur est mesuré, la périodicité de la disponibilité des données ainsi que, si nécessaire, des informations complémentaires concernant la manière de mesurer l'indicateur.

Prenons l'exemple du critère 4 (maintien de la diversité biologique). Les indicateurs qui l'accompagnent sont : composition en espèces ligneuses (*tree species composition*), régénération (*regeneration*), naturalité (*naturalness*), espèces ligneuses introduites (*introduced tree species*), bois mort (*dead wood*), ressources génétiques (*genetic resources*), structure du paysage (*landscape pattern*), espèces forestières menacées (*threatened forest species*) et forêts protégées (*protected forests*).

Nous constatons que souvent les indicateurs peuvent appartenir à plusieurs catégories différentes, selon les points de vue.

L'indicateur "composition en espèces ligneuses" est une indication de l'état de la forêt, mais aussi de la réponse du gestionnaire dans ses pratiques sylvicoles, qui peut favoriser ou non certaines espèces, les feuillus par exemple. Les indicateurs "régénération" et "bois mort" peuvent être considérés comme traduisant l'état de processus importants pour la dynamique de l'écosystème forestier, mais aussi la réponse du gestionnaire, qui peut influencer ces deux processus par des pratiques sylvicoles appropriées.

L'indicateur "naturalité" est une mesure des proportions forestières dans les classes "non perturbé par l'humain", "semi-naturel" et "plantations". Il peut donc être considéré comme étant la mesure d'une pression exercée sur la biodiversité en forêt.

L'indicateur "structure du paysage" est récent. Il a été ajouté à la liste lors de la conférence de Vienne en 2002. Il est défini comme étant la mesure de la superficie des taches (*patches*) des

différentes classes forestières. Il est censé représenter la fragmentation des forêts. À ce titre, il peut être considéré comme un indicateur de pression. Relevons ici qu'il faut saluer la définition d'un indicateur au niveau du paysage, même si la prise en compte du niveau paysage est encore, comparé au système européen PAIs, bien timide. En effet, c'est à ce niveau que de nombreux processus écologiques se déroulent et l'approche paysagère, comme nous l'avons vu plus haut, est l'un des principes de la gestion écosystémique. C'est la raison pour laquelle nous sommes d'avis que la seule mesure de la superficie des taches ne suffit pas. Il nous semblerait utile d'envisager l'introduction d'autres indicateurs de la structure du paysage, comme par exemple la distance moyenne entre les taches.

L'indicateur "forêts protégées" traduit l'effort du gestionnaire d'œuvrer en faveur de la diversité biologique. Il est donc un indicateur de réponse.

Le grand mérite des indicateurs de la CMPFE est leur simplicité, une des garanties de leur utilisation dans la politique et la gestion. Mais cette simplicité se fait aux dépens des exigences écosystémiques. Des informations sur les interactions entre les systèmes concernés et leurs voisins ne sont pas intégrées dans le système. C'est ainsi que les échanges entre l'écosystème forestier et les systèmes urbains, l'agriculture ou le tourisme pourraient être évalués par des indicateurs appropriés, comme par exemple le nombre de visiteurs utilisant la forêt à des fins de récréation, les résultats de la chasse ou le volume de bois vendu aux communes voisines. Les conditions météorologiques représentent également des facteurs d'influence importants pour le bon fonctionnement de l'écosystème forestier. Les précipitations et les températures pourraient donc également être prises comme indicateurs des pressions exercées par le climat, un système exogène à l'écosystème forestier. Au niveau des processus se déroulant dans les écosystèmes forestiers, des indicateurs comme la régénération (*regeneration*) et le bois mort (*dead wood*) peuvent être considérés comme l'indication de processus à la base de la dynamique de l'écosystème forestier. L'indicateur "dépositions de polluants atmosphériques" (*deposition of air pollutants*), associé au critère "maintien de la santé et de la vitalité de l'écosystème forestier", est un indicateur de pression, alors que l'indicateur "condition du sol" (*soil condition*) est un indicateur de l'état du sol, mais aussi un indicateur de pression pouvant être exercée sur la diversité biologique.

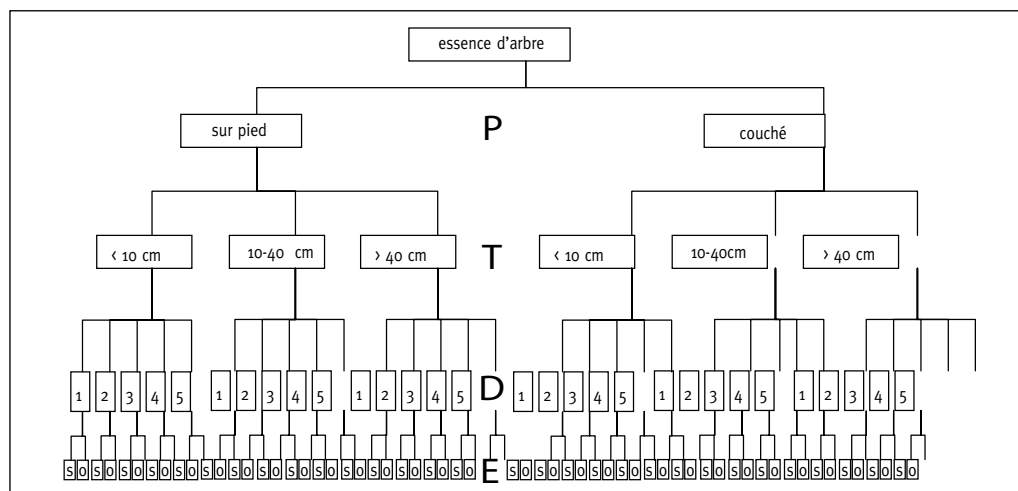
L'EXEMPLE DE L'INDICATEUR "BOIS MORT"

Examinons de plus près l'exemple de l'indicateur "bois mort" ou, plus précisément, "le volume des arbres morts sur pied ou couchés" (<http://www.minconf-forests.net/02.10.2003>). Le volume de bois mort est en général exprimé par surface donnée, par exemple par hectare. Cette grandeur se rapporte donc en principe à un peuplement dans lequel le bois mort est mesuré. C'est à l'échelle du peuplement que l'indicateur "bois mort" tel qu'il a été défini au niveau paneuropéen est le plus pertinent. Certes, il peut être appliqué à l'échelle du paysage, par échantillonnage d'un nombre adéquat de peuplements ou de placettes représentatives d'un peuplement dans lesquelles le volume de bois mort est relevé. Il devient ainsi possible de fournir une indication quantitative sur le bois mort même à l'échelle d'un pays. Des exemples sont le volume moyen de bois mort dans les forêts suisses (11,9 m³/ha ; Brassel et Brändli, 1999), le volume moyen dans les forêts suédoises soumises à une exploitation (6,1 m³/ha ; Fridman et Walheim, 2000) ou la moyenne nationale en France (2,2 m³/ha ; Vallauri et Poncet, 2002 ; Vallauri *et al.*, 2003). Relevons que, pour une analyse des différents résultats présentés, il est indispensable de connaître les méthodologies utilisées et de s'assurer que les résultats soient vraiment comparables.

Malgré cette possibilité d'utiliser l'indicateur "bois mort" à de grandes échelles (régionale ou nationale), il nous semblerait plus utile de créer un indicateur au niveau du paysage qui mesure le nombre et leur surface respective de peuplements contenant *a priori* beaucoup de bois mort. Cela est le cas soit dans de vieux peuplements soit dans des peuplements soumis à une dynamique naturelle, par exemple due au feu ou au vent. Si le but de la gestion est d'assurer une certaine quantité de bois mort au sein d'un paysage, il faut donc assurer que de tels peuplements existent en nombre et en surface suffisants. Avec les techniques de Systèmes d'information géographique (SIG), outre le nombre et la surface de tels peuplements, leur répartition et connectivité à l'intérieur d'un paysage pourraient alors facilement être étudiées. Cette réflexion se justifie par le fait que ce n'est pas seulement la quantité de bois mort présent dans l'écosystème forestier qui joue un rôle pour la diversité biologique, mais également — voire surtout — sa qualité.

Qu'est-ce que la qualité du bois mort ? Le bois mort est un substrat diversifié en tant que tel et peut être caractérisé par beaucoup d'attributs, tels l'essence d'arbre, sa position (sur pied ou couché), sa taille (grand, moyen ou petit diamètre), son degré de décomposition [par exemple adapté, selon Maser *et al.* (1979), cinq degrés correspondant à mort récente, perte d'écorce, tronc lisse, cassé et décomposé], son ensoleillement (ensoleillé, à l'ombre), etc. Il en résulte donc un grand nombre de types différents de bois mort (figure 2, ci-dessous). Selon cette figure, 60 types de bois mort sont définis, chacun remplissant une fonction spécifique pour les organismes dans l'écosystème forestier et ainsi jouant un rôle écologique particulier. Selon le nombre de catégories retenues dans les différents niveaux d'embranchement (par exemple catégories de taille), le nombre de types différents de bois mort pourrait encore être plus grand. Deux qualités requises d'un bon indicateur sont la prise en compte de la complexité et du fonctionnement du système concerné (voir chapitre 1, p. 433). Comme le montre la figure 2 (ci-dessous), le seul indi-

FIGURE 2
DIFFÉRENTS TYPES DE BOIS MORT PEUVENT ÊTRE DÉFINIS
ILLUSTRANT LA GRANDE DIVERSITÉ QUALITATIVE DE CE SUBSTRAT



- P : position par rapport au sol
- T : taille (diamètre)
- D : degré de décomposition par exemple adapté selon Maser *et al.* (1979)
- 1 : mort récente 2 : perte d'écorce 3 : tronc lisse 4 : tronc cassé 5 : tronc décomposé
- E : ensoleillement, par exemple ensoleillé ou à l'ombre

icateur officiel “volume des arbres morts sur pied ou couchés” ne peut pas décrire toute cette diversité de substrat. Pour la prendre en compte dans un système d’indicateurs, il faudrait créer un indicateur “qualité du bois mort” dont le contenu pourrait s’inspirer des types de bois mort présentés dans la figure 1 (p. 435). On peut conclure qu’à l’heure actuelle l’indicateur officiel dévolu au bois mort ne prend pas suffisamment en compte ni la complexité ni le fonctionnement de l’écosystème forestier.

Chaque type de bois mort joue un rôle particulier et ne peut, en principe, pas être remplacé par un autre type. Pour que l’écosystème forestier puisse remplir durablement toutes ses fonctions, les continuités spatiales et temporelles des différents types de bois mort doivent être assurées. Dans une forêt sans intervention humaine, ces deux formes de continuité sont données par les différentes capacités inhérentes à un système complexe, en particulier l’auto-organisation. Le bois mort se crée et se décompose d’une manière cyclique (mort naturelle d’un arbre ou peuplement et décomposition par les organismes xylophages et les champignons décomposeurs) et d’une manière aléatoire (tempête de vent, feu, insectes, etc.). Dans une forêt gérée, il incombe au gestionnaire de ne pas trop limiter les processus naturels de création de bois mort pour garantir ces deux formes de continuité spatiale et temporelle du bois mort. Un indicateur dont le but est de décrire le système doit donc prendre en compte ces dimensions spatiales et temporelles (figure 3, ci-dessous).

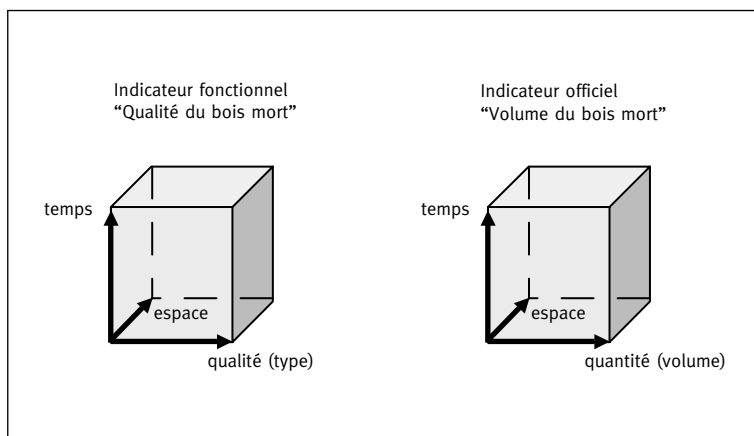


FIGURE 3
L’INDICATEUR OFFICIEL “VOLUME DU BOIS MORT” MESURE LA QUANTITÉ DU BOIS MORT

Pour tenir compte de l’aspect qualitatif, un nouvel indicateur fonctionnel “Qualité du bois mort” devrait être créé

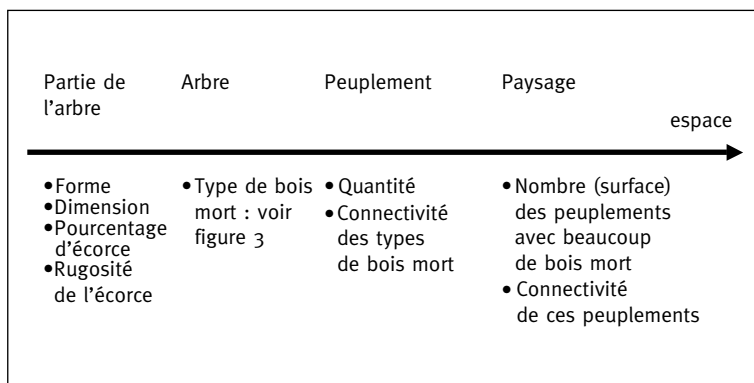


FIGURE 4
LE CONTENU DE L’INDICATEUR FONCTIONNEL “QUALITÉ DU BOIS MORT” DEVRAIT ÊTRE ADAPTÉ À L’ÉCHELLE SPATIALE CONSIDÉRÉE

Pour l'indicateur "volume des arbres morts sur pied ou couchés", cela est possible en effectuant des mesures répétées dans le temps et à divers endroits dans la forêt. Par contre, l'indicateur fonctionnel "qualité du bois mort", dont l'idée a été présentée ci-dessus, devrait être adapté à l'échelle spatiale considérée (figure 4, p. 440), car à chaque échelle ce sont d'autres qualités du bois mort qui sont importantes pour la biodiversité. Pour le suivi temporel, l'analyse des types de bois mort appartenant aux divers degrés de décomposition donne une première indication qui pourrait être complétée par des observations répétées dans le temps ainsi que du suivi de groupes ou espèces indicatrices (oiseaux et insectes, notamment les coléoptères).

CONCLUSIONS

À la Conférence de Rio, la notion de durabilité a été liée à la protection de l'environnement qui doit faire partie intégrante du processus de développement et ne peut être considérée isolément (Déclaration de Rio sur l'Environnement et le Développement, Principe 4). La notion de durabilité des systèmes, en particulier la durabilité des écosystèmes et paysages forestiers, devient centrale et pour le décideur se posent les trois questions fondamentales suivantes :

- Comment définir la durabilité pour le système dont il a la responsabilité ?
- Comment évaluer cette durabilité ?
- Comment mesurer les effets de la gestion sur la durabilité ?

Action 21 (chapitre 40) nous donne une réponse intéressante :

« Les indicateurs courants tels que le produit national brut (PNB) et la mesure des divers courants de ressources ou de pollution ne permettent pas d'évaluer la durabilité des systèmes. Les méthodes d'évaluation des interactions entre les divers paramètres de l'environnement, de la démographie, de la société et du développement ne sont pas suffisamment développées et appliquées. Il faut élaborer des indicateurs du développement durable afin qu'ils constituent une base utile pour la prise de décisions à tous les niveaux et contribuent à la durabilité autorégulatrice des systèmes intégrés de l'environnement et du développement ».

Cet appel a été entendu. Depuis la Conférence de Rio, il y a eu de nombreux processus internationaux et nationaux pour définir des critères et des indicateurs de durabilité. C'est ainsi que des progrès considérables ont été réalisés, en particulier, comme nous venons de le voir, dans le domaine de la foresterie.

Cependant, nous constatons que, malgré les développements réalisés, il y a encore des améliorations à faire dans le sens d'une meilleure prise en compte de la complexité des systèmes forestiers, des principes de la gestion écosystémique et aussi des solutions adoptées par d'autres systèmes d'indicateurs.

En raison de ce qui précède, nous proposons les mesures suivantes :

— Inclure dans le système d'indicateurs les types "indicateurs de pression", "indicateurs d'état" et "indicateurs de réponse". Ces notions nous permettraient d'une part de mieux analyser les causes possibles d'une dégradation des écosystèmes forestiers et, d'autre part, de mieux évaluer les efforts entrepris au niveau de la gestion ou de la politique en vue d'éliminer les causes de dégradations.

— Compléter les indicateurs du paysage par des variables nous permettant de mieux caractériser le degré de fragmentation des habitats, par exemple en rajoutant le nombre de taches de certains types et la distance moyenne entre ces taches.

— Inclure des indicateurs mesurant les interactions entre les systèmes forestiers gérés et leur voisinage. Des indicateurs de ce genre pourraient être le nombre de visiteurs dans une forêt

(mesure de la pression exercée par la société sous forme de récréation), les résultats de la chasse (mesure de la fourniture en biomasse de gibier à la société), les ventes de bois aux villes et villages proches de la forêt (mesure de l'utilisation de la forêt par les communes voisines) ou encore les conditions météorologiques (précipitations et températures, toutes deux agissant sur le processus de production des écosystèmes).

– Compléter l'indicateur "bois mort" par un indicateur au niveau du paysage mesurant la proportion de peuplements riches en bois mort (vieux peuplements) et un indicateur traduisant la qualité du bois mort (type de décomposition).

Rodolphe SCHLAEPFER - Rita BÜTLER
Laboratoire de Gestion des Écosystèmes
ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE
CH-1015 LAUSANNE (SUISSE)
(Rodolphe.Schlaepfer@epfl.ch)
(Rita.Buetler@epfl.ch)

BIBLIOGRAPHIE

- ANGELSTAM (P.), PERSSON (R.), SCHLAEPFER (R.). — The sustainable forest management – barriers and bridges for the conservation of biodiversity. — Submitted to *Ecological Bulletin*, 51, 2004.
- ALTWEGG (D.), ROTH (I.), SCHELLER (A.). — Monitoring du développement durable Monet : rapport final, méthodes et résultats. — Neuchâtel : Office fédéral de la Statistique, 2003.
- AZAPAGIC (A.). — Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry. — *Journal of Cleaner Production*, vol. 12, n° 6, 2003, pp. 639-662.
- BOCKSTALLER (C.), GIRARDIN (P.). — How to validate environmental indicators. — *Agricultural Systems*, 76, 2003, pp. 639-653.
- BOSSOMAIER (T.R.J.), GREEN (D.G.), Editors. — Complex Systems. — Cambridge University Press, 2000.
- BRADBURY (R.H.), GREEN (D.G.), SNOAD (N.). — Are ecosystems complex systems ? *In* : Complex Systems / T.R.J. Bossomaier, D.G. Green, Editors. — Cambridge University Press, 2000.
- BRASSEL (P.), BRÄNDLI (U.-B.), Editors. — Inventaire forestier national suisse. Résultats du deuxième inventaire 1993-1995. — Berne, Stuttgart, Vienne : Haupt, 1999.
- CHRISTENSEN (N.L.), BARTUSKA (A.M.), BROWN (J.H.), CARPENTER (S.), D'ANTONIO (C.), FRANCIS (R.), FRANKLIN (J.F.), MACMAHON (J.A.), NOSS (R.F.) PARSONS (D.J.), PETERSON (C.H.), TURNER (M.G.), WOODMANSEE (R.G.). — The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. — *Ecological Applications*, vol. 6, n° 3, 1996, pp. 665-691.
- EIDEN (G.). — Landscape Indicators. *In* : Proposal on Agri-Environmental Indicators (PAIs). Final Report on the PAIs Project / G. Eiden, J. Bryden, H.P. Piorr Eds. — Luxembourg : EUROSTAT, 2001. — pp. 4-92.
- ELLIOTT (Ch.), SCHLAEPFER (R.). — Understanding forest certification using the Advocacy Coalition Framework. — *Journal of Forest Policy and Economics*, 2, 2001, pp. 257-266.
- EUROSTAT. — Structural Indicators : Definitions – Data sources – Data availability. — Document Eurostat/D2/IPS/jano2/EN, 2002.
- FRIDMAN (J.), WALHEIM (M.). — Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. — *Forest Ecology and Management*, vol. 131, 2000, pp. 23-36.
- GREEN (D.G.). — Emergent Behavior in Biological Systems. Complexity International, 2004.
<http://www.csu.edu.au/ci/volo1/greeno1/>
- HARDI (P.). — Measurement and Indicators Program of the International Institute for Sustainable Development. — Canada, IISD, 1996.

- JOHNSON (N.C.), MALK (A.J.), SZARO (R.C.), SEXTON (W.T.) Editors. — Ecological Stewardship : A Common Reference for Ecosystem Management. Volume I : Key Findings : Biological and ecological dimensions ; Humans as agents of ecological changes ; Public expectations, value and law ; Social and cultural dimensions ; Economic dimensions ; Information and data management. — Elsevier Science, 1999.
- KLOMP (N.I.), GREEN (D.G.). — Complexity and Connectivity in Ecosystems. Complexity International. — 1996. <http://journal-ci.csse.monash.edu-au//ci/volo3/>
- LAMMERTS VAN BUEREN (E.M.), BLOM (E.M.). — Hierarchical Framework for the Formulation of Sustainable Forest Management Standards. — The Tropenbos Foundation, 1997.
- LORENZ (C.M.), GILBERT (A.J.), COFINO (W.P.). — Environmental Auditing : Indicators for Transboundary River Management. — *Environmental Management*, vol. 28, n° 1, 2001, pp. 115-129.
- MCPFE EXPERT LEVEL MEETING. — Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. — Liaison Unit Vienna, 2002. <http://www.mcpfe.org>
- MERKLE (A.), KAUPENJOHANN (M.). — Derivation of ecosystemic effect indicators – method. — *Ecological Modelling*, vol. 130, 2000, pp. 39-46.
- OECD. — Towards Sustainable Development : Environmental Indicators. — Paris : OECD - Publications Service, 1998.
- OECD. — Environmental Indicators for Agriculture, vol. 3 : Methods and Results. — Paris : OECD - Publications Service, 2001.
- OGLE (R.B.). — The need for socio-economic and environmental indicators to monitor degraded ecosystem rehabilitation : a case study from Tanzania. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 87, 2001, pp. 151-157.
- PARROT (L.). — Complexity and the Limits of Ecological Engineering. — *American Society of Agricultural Engineers*, vol. 45, n° 5, 2002, pp. 1697-1702.
- PARROT (L.), KOK (R.). — Incorporating Complexity in Ecosystem Modelling. 2000. <http://www.csu.edu.au/ci/volo7/lparroo1/>
- PIORR (H.P.). — Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 98, 2003, pp. 17-23.
- PIROT (J.-Y.), MEYNELLE (P.-J.), ELDER (D.) Editors. — Ecosystem Management : Lessons from Around the World. — Gland (Switzerland) and Cambridge (UK) : IUCN, 2000. — 132 p.
- PYKH (Y.A.), KENNEDY (E.T.), GRANT (W.E.). — An overview of systems analysis methods in delineating environmental quality indices. — *Ecological Modelling*, vol. 130, 2000, pp. 25-38.
- RAMETSTEINER (E.), SIMULA (M.). — Forest certification – an instrument to promote sustainable forest management ? — *Journal of Environmental Management*, vol. 67, 2003, pp. 87-98.
- RILEY (J.). — Indicator quality for assessment of impact of multidisciplinary systems. — *Agriculture Ecosystems and Environment*, vol. 87, 2001, pp. 121-128.
- RUMP (P.). — State of the Environment Reporting : Source Book of Methods and Approaches. — Division of Environment Information and Assessment, Report n° UNEP/DEIA/TR.96-1, United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya, 1996.
- SCHLAEPFER (R.). — Ecosystem-based Management of Natural Resources : A step towards Sustainable Development. — *IUFRO Occasional Paper*, n° 6, Vienna, 1997.
- SCHLAEPFER (R.), ELLIOTT (Ch.). — Ecological and Landscape Considerations in Forest Management : End of Forestry ? In : Sustainable Forest Management, a book in the Book Series Managing Forest Ecosystems / K. Van Gadow, T. Pukkala, M. Tomé, Editors. — Kluwer Academic Publishers, 2000. — pp. 1-68.
- SCHLAEPFER (R.), IORGULESCU (I.), GLENZ (Ch.). — Management of forested landscapes in mountain areas : an ecosystem-based approach. — *Forest Policy and Economics*, 4/2, 2002, pp. 89-99.
- SEXTON (W.T.), MALK (A.J.), SZARO (R.C.), JOHNSON (N.C.) Eds. — Ecological Stewardship : A Common Reference for Ecosystem Management. Volume III : Public expectations, value and law ; Social and cultural dimensions ; Economic dimensions ; Information and data management. — Elsevier Science, 1999.
- STEIN (A.), RILEY (J.), HALBERG (N.). — Issues of scale for environmental indicators. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 87, 2001, pp. 215-232.
- SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. — A Swedish Countryside Survey. Monitoring landscape features, biodiversity and cultural heritage. — Stockholm, 1998.
- SZARO (R.C.), JOHNSON (N.C.), SEXTON (W.T.), MALK (A.J.), Editors. — Ecological Stewardship : A Common Reference for Ecosystem Management. Volume II : Biological and ecological dimensions ; Humans as agents of ecological change. — Elsevier Science, 1999.

UNITED NATIONS. — Indicators of Sustainable Development : Framework and Methodologies. — New York : United Nations, 1996.

VALLAURI (D.), ANDRÉ (J.), BLONDEL (J.). — Le bois mort, une lacune des forêts gérées. — *Revue forestière française*, vol. LV, n° 2, 2003, pp. 99-112.

VALLAURI (D.), PONCET (L.). — État de la protection des forêts en France : indicateurs 2002. — Paris : World Wildlife Fund, 2002. — 100 p.

CRITÈRES ET INDICATEURS DE LA GESTION DES RESSOURCES FORESTIÈRES : PRISE EN COMPTE DE LA COMPLEXITÉ ET DE L'APPROCHE ÉCOSYSTÉMIQUE (Résumé)

L'objectif de l'article est de montrer comment et pourquoi la notion de critères et indicateurs est devenue incontournable dans l'étude de l'état, de la dynamique et du fonctionnement de systèmes complexes comme les écosystèmes forestiers et les paysages ainsi que dans la gestion durable des ressources produites par ces systèmes. La notion de gestion écosystémique (ecosystem management) est introduite, en particulier le principe d'une réflexion au niveau paysage. Les écosystèmes, en particulier les écosystèmes forestiers et les paysages, sont considérés comme systèmes complexes, avec des défis qui leur sont propres. Les caractéristiques essentielles de systèmes complexes sont brièvement présentées. Les derniers développements en matière de critères et indicateurs sont analysés. Les qualités requises pour un "bon" indicateur sont discutées. Les propriétés des indicateurs de la Conférence ministérielle de la Protection des Forêts en Europe concernant la diversité biologique, en particulier l'indicateur "bois mort", sont analysées en fonction des développements récents extérieurs au monde forestier. L'article conclut par des propositions permettant de mieux tenir compte de la complexité des écosystèmes forestiers.

CRITERIA AND INDICATORS FOR MANAGING FOREST RESOURCES – TAKING COMPLEXITY ON BOARD AND THE ECOSYSTEM APPROACH (Abstract)

This article's goal is to show how and why the notion of criteria and indicators has become essential in the study of the status, dynamics and operation of complex systems such as forest ecosystems and landscapes, as well as for sustainable management of the resources produced by these systems. An introduction to the notion of ecosystem management is provided, with a special focus on landscape-based theory. Ecosystems, and specifically landscapes and forest ecosystems, are seen as complex systems that face their own particular associated challenges. The main features of complex systems are briefly described. Latest developments in the area of criteria and indicators are analysed. The qualities that make for a "good" indicator are discussed. The properties of indicators as construed by the Ministerial Conference for the Protection of Forests in Europe concerning biodiversity, and the "dead wood" indicator in particular, are analysed on the basis of recent developments that come from outside the forestry realm. The article ends with a series of proposals to more effectively accommodate the complexity of forest ecosystems.
