



HAL
open science

Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : une démarche multicritères

Gaëtan Du Bus de Warnaffe, Freddy Devillez

► To cite this version:

Gaëtan Du Bus de Warnaffe, Freddy Devillez. Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : une démarche multicritères. *Annals of Forest Science*, 2002, 59 (4), pp.369-387. <10.1051/forest:2002013>. <hal-00881921>

HAL Id: hal-00881921

<https://hal.science/hal-00881921v1>

Submitted on 11 May 2020

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.



HAL Authorization

Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : une démarche multicritères

Gaëtan du Bus de Warnaffe* et Freddy Devillez

Unité des Eaux et Forêts, Université catholique de Louvain, Place Croix du Sud, 2 bte 9, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique

(Reçu le 10 octobre 2001 ; accepté le 6 février 2002)

Résumé – L'intégration de la conservation de la nature dans les plans d'aménagement forestiers fait encore appel à des concepts et processus variés, mêlant souvent des considérations relatives à la naturalité et à l'intérêt patrimonial ou esthétique des milieux. Nous proposons une méthode basée sur la différence entre valeur conservatoire (VC) et valeur naturelle (VN) et sur la distinction entre échelles locale et du massif. Les critères et indicateurs définis pour VC et VN sont chiffrés au moyen de relevés floristiques et de données récoltées auprès des forestiers et des naturalistes. La méthode est testée sur 7 séries d'aménagement et 66 parcelles situées en Ardenne belge, ainsi que sur une petite forêt inexploitée depuis un siècle. Si une corrélation apparaît entre VC et VN, on montre une nette différence du rapport VC/VN entre types d'habitats, confirmant l'intérêt de la distinction. Dans l'échantillon-test, VC est maximale pour la forêt inexploitée, une aulnaie oligotrophe et quelques chênaies et pinèdes matures tandis que la forêt inexploitée et les hêtraies irrégulières présentent les plus fortes VN. La méthode peut servir à la définition des zones prioritaires de conservation (Natura 2000), l'élaboration d'un réseau de réserves forestières intégrales et l'estimation de l'effet écologique de scénarios de transformation d'habitats forestiers.

aménagement forestier / biodiversité / naturalité / échelles spatiales / indicateurs

Abstract – **Quantifying the ecological value of forests in order to integrate nature conservation in management planning: a multicriteria method.** The integration of nature conservation in forest management plans still uses highly variable concepts and processes, mixing considerations related to naturalness and patrimonial or esthetical value. We propose a method based on the difference between conservation value (CV) and natural value (NV), and on the distinction between local and landscape scales. Criteria and indicators for CV and NV are computed on the basis of floristic observations and data usually collected by foresters and naturalists. The method is tested in south Belgium on 7 forests, 66 parcels and a little unexploited forest. Though CV and NV are correlated, the CV/NV ratio shows strong differences between habitat types, confirming the usefulness of the initial distinction. In the test sample, the unexploited forest, an oligotrophic alder wood and some mature oak and pine woods have the highest CV, whereas highest NV is obtained in the unexploited and the uneven-aged beech forests. The method can be used for the definition of priority conservation areas (Natura 2000), the design of strict forest reserves networks and the estimation of the ecological effect of habitat transformation scenarios.

forest management / biodiversity / naturalness / spatial scales / indicators

* Correspondance et tirés-à-part :
Tél. : 32 10 47 90 76 ; fax : 32 10 47 36 97 ; e-mail : dubus@efor.ucl.ac.be

1. INTRODUCTION

Depuis les conférences internationales sur l'environnement (Berne 1979 ; Rio 1992) et la gestion durable des forêts (Strasbourg, Helsinki et Montréal), la demande européenne d'un accord entre gestion forestière et biodiversité a été traduite en termes juridiques. En témoigne par exemple l'accélération du processus de désignation de zones protégées en Europe dans le cadre de Natura 2000. Cependant, la mise en œuvre de cette intégration se révèle particulièrement difficile, tant les contextes d'application sont divers, les critères utilisés peu précis [10] et les connaissances scientifiques incomplètes [35, 49]. En particulier, l'identification des zones sensibles ou de haute valeur biologique en forêt est souvent basée sur des critères peu opérationnels et reflétant mal les nécessités de la conservation de la nature [35]. Les principes environnementaux n'étant pas toujours bien perçus en milieu rural [39], ce flou devient un obstacle de taille dans l'intégration de la conservation de la nature à la gestion forestière [42]. Si le recensement de toutes les espèces d'une biocénose forestière et la connaissance complète du réseau de relations qui la structure est pure illusion, la dégradation rapide de la biodiversité européenne impose cependant la construction de méthodes d'évaluation écologique à la fois opérationnelles et scientifiquement fondées [53, 90]. De telles méthodes auraient l'avantage de porter le conflit entre gestionnaires et défenseurs de la nature sur un terrain scientifique au lieu du terrain trop souvent passionnel sur lequel il se déroule. C'est dans ce sens que la présente contribution entend aller.

Deux *échelles spatiales* d'intégration doivent clairement être distinguées [49], pour des raisons pragmatiques mais aussi scientifiques [51, 52] : (1) l'échelle locale (parcelle et opérations sylvicoles) avec l'intégration quotidienne ou annuelle de mesures concrètes en faveur des espèces et des habitats dans la sylviculture ; (2) l'échelle du massif (série forestière et planification), avec la prise en compte de la qualité écologique globale de chaque parcelle ou ensemble de parcelles dans la conception de leur devenir par l'aménagiste. Le présent article se focalisera sur le second problème, le premier ayant été plus largement abordé jusqu'ici grâce aux études thématiques [11, 22b, 43, 45, 59, 60] et aux études intégrant plusieurs bio-indicateurs, toutefois plus rares [22a, 92].

Deux types de *démarches* d'intégration doivent également être distinguées : (1) les démarches *prospectives*, basées sur la définition d'objectifs précis de protection

ou de restauration de la biodiversité traduits en normes chiffrées à l'aide d'indicateurs opérationnels [70, 90] ; (2) les démarches basées sur l'appréciation de l'état écologique des sites [7, 25, 40, 63, 93], permettant en définitive de suivre les milieux et d'évaluer les conséquences de scénarios d'aménagement sur un site donné. L'apport méthodologique de cet article concerne la seconde démarche, l'objectif étant d'établir une méthode permettant d'attribuer une valeur écologique fondée à chacune des unités d'une carte d'aménagement (parcelles, séries).

Si les études visant à établir un système d'évaluation écologique globale des milieux forestiers sont rares, des travaux intéressants ont été réalisés récemment à ce sujet [7, 27, 84, 85, 89, 93]. Mais on décèle souvent dans le choix des critères et indicateurs une confusion entre la *réalité* écologique des biocénoses (composition, structure, fonctionnement) et l'*appréciation* humaine de la « valeur » de cette réalité, nécessairement culturelle et qui n'a de sens que par rapport à un observateur donné [4]. À titre d'exemple : en quoi le stade de maturité du cycle sylvigénétique [87] doit-il être pris comme référence de haute valeur écologique [25] ?

Le résultat issu d'une méthode d'évaluation basée sur la naturalité d'un milieu donné [1] sera très différent de celui obtenu par une méthode basée sur son intérêt en termes de conservation de la nature, ou encore en termes de valeur esthétique ou touristique. La méthode proposée ici se fonde sur une terminologie claire et l'identification des différentes motivations à l'origine des efforts d'intégration de la biodiversité dans la gestion forestière en Europe. Elle utilise des critères issus d'une analyse de la littérature et de la réflexion et fait suite à une étude bibliographique et expérimentale des relations entre aménagement forestier et communautés floristiques, entomologiques et aviaires [32] ainsi qu'à des essais de construction d'une méthode de calcul de la valeur écologique des milieux adaptée aux aménagements forestiers [21, 25, 27].

2. MÉTHODE D'ÉVALUATION

2.1. Biodiversité, valeur et qualité écologiques : les termes du diagnostic

Les études d'incidences font souvent usage de critères simples voire, subjectifs. Certaines se restreignent à une approche basée sur les espèces et faciès paysagers appréciés des riverains [46]. Par exemple les mammifères, les oiseaux, les orchidées et les papillons servent bien plus

souvent aux évaluations et suivis écologiques que des groupes tels les aranéides, les hyménoptères ou les mollusques. Dans la pratique, l'estimation de la valeur écologique se limite souvent à une estimation rapide de la richesse spécifique de groupes-cibles et au glanage d'informations sur les éventuelles espèces rares ou jugées intéressantes du site.

Or, la richesse spécifique est un critère trop limité pour évaluer la qualité écologique des milieux. Quelques exemples concrets serviront à étayer cette affirmation. Magurran [64] met en évidence la variété des indices permettant de mesurer la diversité spécifique, leur particularité et leur intérêt propre. Si certains auteurs avancent le lien entre richesse spécifique et stabilité de l'écosystème [66, 91], les relations entre ces deux dimensions sont complexes et hiérarchisées [49]. Laquerbe met en évidence une augmentation de la richesse floristique et une diminution simultanée de la phytomasse suite aux entretiens (disquage) dans les sous-bois de peupleraies [57]. Lebreton [58], comparant un zoo, un arboretum, une monoculture, une forêt paranaturelle et un système aléatoire, montre que richesse spécifique et indice de Shannon ne sont pas adaptés à l'estimation de la valeur écologique d'un site. Enfin, on montre que la richesse caractérisant les stades pionniers et les mises à blanc forestières [32, 80] n'est pas de nature forestière (au sens de [48]), est instable et comporte peu d'espèces de haute valeur patrimoniale [32]. Quel est dès lors l'intérêt de la forte richesse des mises à blanc ?

La biodiversité comporte en réalité trois dimensions : composition, structure et fonctionnement [5, 38, 45, 90], les deux dernières étant rarement intégrées par les aménagistes. La richesse spécifique ne décrit que l'aspect « composition taxonomique », d'une manière synthétique et approximative ; elle a un intérêt patrimonial, mais pas nécessairement écologique ; enfin, elle cache des différences plus subtiles et souvent plus importantes entre communautés (structure écologique, naturalité, relations entre espèces, etc.).

Réaliser un « diagnostic écologique » [12] demande de définir au préalable les termes de ce diagnostic. L'évaluation écologique des biotopes forestiers est rendue difficile par le caractère culturel voire subjectif de la définition des termes « qualité » et « valeur » écologique [12, 31]. Nef [71, 72] distingue la *valeur biologique*, accordée par l'homme à un site donné en raison de son utilité, de la *qualité biologique intrinsèque*, indépendante de toute considération anthropocentrique et déduite des attributs écologiques du système. Pour la première, il serait selon Blandin [12] plus juste d'utiliser le terme

valeur sociale. Pour Rameau [83], l'impossibilité d'être pleinement objectif sur les qualités écologiques propres au système impose en outre de préférer pour les deux aspects le terme de *valeur* plutôt que *qualité*. Quoiqu'il en soit, une distinction claire doit être faite entre *valeur sociale* – relative à la satisfaction de besoins humains – et *valeur biologique*, relative aux attributs propres au système (composition, structure, fonctionnement). Mais où situer la valeur accordée par l'homme pour des raisons de conservation de la nature ?

2.2. Valeur naturelle et valeur conservatoire

Spellerberg et Sawyer [90] préconisent, pour l'intégration de la biodiversité dans la gestion forestière, de distinguer les objectifs du forestier (production), du promeneur (paysage), du chasseur (grande faune) et du naturaliste (biodiversité). Quantifier la « valeur » d'un écosystème forestier demande de distinguer clairement les aspects de l'écosystème qui sont évalués et à quelle préoccupation ils font appel. La valeur sociale au sens strict désigne l'ensemble des services que fournit le site à ses divers usagers : production de bois, revenu, paysage attrayant, présence d'espèces chassables, objet d'identification culturelle... son estimation, se basant sur des critères particuliers développés par les sciences humaines, ne sera pas abordée ici. Nous nous attacherons plutôt à distinguer et quantifier la valeur naturelle (ou naturalité : [1, 79]) et la valeur conservatoire (ou patrimoniale).

La **valeur naturelle** définit le degré de proximité du site à son système naturel potentiel en termes de composition, de structure et de fonctionnement. Son évaluation demande une connaissance minimale de la structure et des processus propres aux forêts inexploitées situées dans des conditions comparables à celles du site étudié et connaissant des perturbations périodiques permettant le maintien leur biodiversité [3, 16, 18, 50]. *L'intégrité* d'un écosystème [52] se rapproche de la définition de la naturalité. Un écosystème est intègre si sa structure, sa composition, ses processus écologiques et sa capacité de réaction aux perturbations (résilience) sont conformes à la gamme caractéristique de ce type d'écosystème. Kimmins [52] met en évidence la confusion fréquente entre *intégrité locale* et *intégrité au niveau du massif*, la première se rapportant à un stade fixé du cycle sylvigénétique et la seconde à l'ensemble des stades formant le métaclimax. Une faible naturalité est ainsi fréquemment accordée aux stades de pleine croissance et de compétition, caractérisés par une structure verticale simplifiée, un sous-bois pauvre et un nombre d'espèces réduit. Mais

cette évaluation n'est pas dénuée de subjectivité puisque ce stade est tout aussi naturel que les stades pionniers ou de sénescence, certes bien plus diversifiés et attrayants. Les distinctions entre valeur conservatoire et naturelle et entre échelle locale et sectorielle prennent ici tout leur sens.

La **valeur conservatoire** définit le potentiel propre au site d'abriter de manière durable un certain nombre d'espèces, de groupements végétaux, d'écotypes ou de faciès rares ou en situation précaire. La distinction avec la valeur naturelle est évidente. En témoigne l'exemple des forêts sombres peu exploitées et des prairies calcaires régulièrement entretenues par l'homme, les premières étant en général bien plus naturelles mais bien moins appréciées des naturalistes que les secondes. Les régions intensément utilisées par l'homme ne connaissent plus de rotation naturelle des habitats et donc, leur biodiversité ne peut être préservée qu'au prix d'une politique de conservation interventionniste [43, 67]. De plus, de nombreuses espèces absentes de la sylve primitive ont, par le passé, colonisé les espaces agricoles extensifs ; ces espèces font maintenant l'objet de mesures actives de conservation, au point que de nombreux sites industriels désaffectés (terrils, rapperies, carrières...) obtiennent le statut de réserves naturelles et sont plus régulièrement visités par les naturalistes que les forêts de feuillus parana-turelles. La valeur conservatoire a donc une connotation historique et culturelle [31, 39].

2.3. Critères de détermination des valeurs naturelle et conservatoire

2.3.1. Base conceptuelle

Pour l'évaluation écologique, nous utilisons un système hiérarchique : valeur – critères – indicateurs –

unités de mesure [70]. Dans ce cadre, élaborer une méthode signifie définir, pour la valeur naturelle et la valeur conservatoire, un ensemble de critères, les indicateurs qui leurs sont associés et l'unité de mesure de chaque indicateur. Mais il faut au préalable définir les groupes biologiques principaux utilisés pour l'évaluation.

Un taxon indicateur [1, 69] doit être sensible aux modifications de l'habitat et permettre, mesuré de manière répétée et continue, de mettre en évidence les tendances écologiques du biotope ou de caractères d'autres communautés [14, 38]. Or, comme la mesure de cet indicateur doit être facile et peu onéreuse, le choix des taxons servant au diagnostic est fort limité. On peut considérer que le groupe de la flore vasculaire constitue un compromis certes limitatif, mais aussi remarquable entre les diverses exigences de l'indicateur destiné aux aménagistes [34, 82, 93]. On choisira ici de prendre, pour base de l'évaluation, des mesures objectives sur la flore vasculaire, tout en veillant à intégrer les observations indépendantes réalisées par les naturalistes coutumiers du site sur la faune qui y est associée. Ce choix mène à une méthode ayant l'avantage d'être facilement applicable par les gestionnaires forestiers, mais aussi à des limites non négligeables : (1) celles liées à l'incertitude des relations entre communautés floristiques et autres communautés, malgré l'existence de liens parfois évidents [11, 22a, 43] ; (2) celles liées aux différences de réaction des espèces et communautés aux échelles de perturbation de l'habitat [55].

Les critères intégrés dans notre système sont issus de la synthèse d'une vingtaine de travaux récents [7, 19, 21, 25, 27, 34, 40, 53, 63, 70–72, 74, 82–84, 87, 89, 90, 93, 95] et d'essais préalables [21, 25, 27]. Ces travaux distinguent rarement les critères naturels et conservatoires et les échelles temporelles et spatiales, mais leur qualité permet de dresser une liste de critères (*tableau I*).

Tableau I. Critères utilisés pour les valeurs naturelle et conservatoire et nombre d'indicateurs définis pour chaque critère. Indic = nombre d'indicateurs : sans () = nombre à l'échelle du site, avec () = nombre à l'échelle du massif.

| VALEUR NATURELLE | | VALEUR CONSERVATOIRE | |
|---|----------------|---|--------------|
| Critères | Indic | Critères | Indic |
| Naturalité de composition (N_{comp}) | 5 (6) | Diversité, rareté et spécificité des espèces (DRS/Esp) | 4 (3) |
| Naturalité de structure (N_{struc}) | 4 | Diversité et rareté de(s) habitat(s) (DR/Hab) | 1 (2) |
| Naturalité de fonctionnement (N_{fonc}) | 4 (7) | Fragilité et vulnérabilité de(s) habitat(s) (Frag-Vuln) | 1 |
| TOTAL | 13 (17) | Eléments particuliers favorables de(s) habitat(s) (EPhab) | 1 |
| | | Réseau écologique et isolement / connectivité (RE) | 1 (2) |
| | | TOTAL | 8 (9) |

Les critères peuvent tous être calculés indépendamment grâce à des indicateurs, selon les procédures détaillées au point 2.4. Valeurs naturelle et conservatoire sont ainsi obtenues par une somme algébrique des critères (point 2.4), un diagramme permettant de les interpréter aisément (point 3.2). Les critères sont développés pour le niveau du site – correspondant à une unité plus ou moins homogène du point de vue sol et végétation – et pour le niveau du massif forestier. La délimitation initiale des unités, si elle est faite par le gestionnaire sur base de la végétation ligneuse (parcelles et séries d'aménagement), devra tant que possible intégrer des critères écologiques tels que les limites de bassins versants, l'exposition et les conditions édaphiques.

2.3.2. Critères de la valeur naturelle (VN)

Pour l'estimation de la valeur naturelle d'un écosystème, Balent [4, 5] propose d'évaluer le degré de perturbation du système induit par les pratiques humaines. Cette stratégie demande de définir l'état et l'évolution « normaux » du système, c'est-à-dire hors perturbation ou en situation de perturbation constante et intégrée au système [56, 86]. Pour ce faire, l'auteur propose d'avoir le plus grand nombre possible de groupes biologiques indicateurs et d'utiliser l'ordination en espace réduit corrélée aux facteurs de perturbation humains et en particulier, la diversité factorielle [17] comme mesure de l'organisation interne des relevés d'espèces [6]. Cette démarche rigoureuse demande la réalisation d'une analyse multivariée (type AFC) à partir d'un grand nombre de relevés effectués dans des conditions de perturbation constituant un gradient continu. Les coordonnées du relevé du site étudié permettent alors d'évaluer l'écart entre le site et son état théorique non perturbé, d'où le diagnostic écologique. Dans l'état actuel des connaissances sur les états des biocénoses forestières, cette méthode originale est pratiquement impossible à appliquer à la forêt. De plus, elle demande l'utilisation de concepts et de techniques que peu de gestionnaires maîtrisent.

Dans l'absolu, estimer la valeur naturelle demande de disposer de modèles temporels (cycles sylvigénétiques) et spatiaux (métaclimax) décrivant la composition, la structure et le fonctionnement des écosystèmes forestiers inexploités et situés dans des conditions écologiques, biogéographiques et biohistoriques comparables à celles de la forêt étudiée. Or, de telles références sont rares en Europe [78]. L'usage d'une référence virtuelle issue d'études réalisée sur des massifs inexploités demande également de choisir entre la *naturalité nostalgique*, *pragmatique*, *future* et *optimale* (inspiré de [87] et [79]).

La référence nostalgique consiste en l'écosystème hypothétique qui serait en place au moment de l'évaluation si aucune action humaine n'en avait perturbé le fonctionnement. La référence pragmatique définit l'écosystème optimal (complet) obtenu dans une situation d'équilibre dynamique avec les pratiques humaines actuelles maintenues continuellement sur le site. La modification des pratiques d'exploitation forestière peut en effet induire des changements lents, d'où une phase de transition pouvant fausser l'évaluation. La référence future définit l'écosystème obtenu à l'équilibre si l'exploitation était suspendue durablement sur le site. Elle intègre ainsi l'influence des pratiques d'exploitation subies jusqu'ici par le site. Enfin, la référence optimale désigne l'écosystème le plus complexe et le plus structuré que le site est susceptible d'avoir connu au cours son histoire, qu'il ait été sous l'influence de l'homme ou non. Cette distinction n'est pas toujours faite dans les évaluations écologiques bien qu'à l'évidence, l'usage des différents types de références réponde à des objectifs pratiques et scientifiques distincts.

Dans le présent article, le choix s'est porté sur la référence nostalgique. Celle-ci n'est néanmoins pas évidente à définir. Quelques travaux de qualité permettent d'avancer en la matière [3, 13, 20, 37, 54, 61, 77, 78, 87, 88, 94]. Peterken [78] a rassemblé en un ouvrage une somme considérable d'informations à ce sujet.

On doit distinguer les caractères généraux des forêts inexploitées servant de référence, des caractères particuliers liés aux conditions stationnelles (essences, productivité, richesse spécifique totale, ...) [78]. Les critères « naturalité de composition » et « naturalité de structure » sont dérivés des caractères généraux et particuliers des forêts inexploitées situées dans des conditions similaires à l'entité évaluée. Pour le critère « naturalité de fonctionnement », on doit rajouter des éléments liés à l'importance des interventions humaines en forêt.

2.3.3. Critères de la valeur conservatoire (VC)

Comme l'indique le *tableau 1*, cinq critères ont été retenus pour la valeur conservatoire. Nous expliquons ci-dessous certains des termes utilisés.

La *diversité* correspond ici à la richesse spécifique de la flore vasculaire.

La *rareté* désigne ici : (1) pour les *espèces*, les espèces endémiques, en conditions marginales, en régression et menacées. On utilisera les listes des directives européennes et les bilans réalisés par les institutions européennes, nationales et territoriales (ex. [75]) ; (2) pour les

groupements végétaux : les habitats en conditions marginales, les écotypes, les écosystèmes relictuels (bloqués dans une phase précoce de colonisation) et les écosystèmes résiduels (relativement peu atteints par l'exploitation humaine) [83].

La *spécificité d'une espèce* se définit comme son degré de dépendance envers le type d'habitat considéré [33]. Un milieu relativement commun peut abriter des espèces pour la plupart communes mais spécifiques de ce type de milieu ; inversement, les espèces rares trouvées dans un milieu ne lui sont pas nécessairement spécifiques. Les concepts de rareté et de spécificité sont donc assez indépendants. Comme ils ont tous deux un intérêt en termes de conservation de la nature, nous les avons tous deux repris comme indicateurs du premier critère.

Fragilité et vulnérabilité [65, 71] : ce critère est difficile à estimer mais essentiel, les écosystèmes vulnérables dans leur environnement actuel ayant souvent une faible valeur de remplacement [7, 72]. Il inclut le risque de disparition des espèces dépendantes d'une surface minimale et situées, dans le site considéré, en limite de leurs exigences. Pour chaque site, il dépend de la sensibilité propre au groupement végétal, de la fragilité du sol (pente, hydromorphie) et des pressions humaines exercées sur le site (extension des infrastructures urbaines et routières, pollutions, espèces invasives, agriculture intensive à proximité).

Éléments particuliers favorables de l'habitat : il s'agit du bois mort, des cavités, éboulis... etc., décrits dans la littérature thématique sur le lien entre biodiversité et caractères de l'habitat [11, 20, 43, 49, 59, 84]. Ce critère est destiné à évaluer le potentiel d'accueil de l'habitat pour les groupes biologiques non considérés par les autres critères (voir 2.4).

Réseau écologique et isolement / connectivité : ce critère est relatif à la dynamique des populations dans le paysage :

Réseau écologique : il évalue l'importance du site ou du massif comme zone-refuge, refuge de substitution ou couloir de migration dans le paysage régional [68]. Le rôle de refuge ou de couloir sera d'autant plus important que le site correspond à un type d'habitat rare dans la région considérée.

Isolement / connectivité : degré de connexion entre habitats de même type ou de types complémentaires, permettant la viabilité des populations – cycles de vie complets des individus et échanges génétiques entre populations plus ou moins nettement séparées [36, 47, 68].

2.4. Indicateurs retenus pour le calcul des critères

2.4.1. Données nécessaires pour les calculs

Pour le niveau du site, il faut disposer d'inventaires floristiques avec recouvrement des strates végétales, d'inventaires dendrométriques, des données disponibles auprès des naturalistes et de quelques données complémentaires sur la gestion et les particularités écologiques éventuelles de la parcelle. Pour la rareté de la flore vasculaire, il faut choisir une perspective continentale, nationale ou territoriale et disposer du statut de chaque espèce dans ce cadre précis (fréquence, tendances évolutives et statut de protection, ex. [75]). La vulnérabilité du groupement phytosociologique potentiel de chaque site et sa liste d'espèces [26] sont également nécessaires. Pour le niveau du massif, il faut en plus disposer d'une carte des parcelles jugées homogènes et de leur environnement. Pour préserver la valeur des indicateurs et échelles de mesures utilisées dans les *tableaux II* à *V*, l'application des grilles de calcul devra concerner des parcelles ne dépassant pas 50 ha pour le niveau du site et 1000 ha pour le niveau du massif.

2.4.2. Indicateurs de la valeur naturelle

Pour VN comme pour VC, chaque indicateur est évalué sur une échelle allant de 0 à 5. Pour VN au niveau local, les indicateurs et unités de mesure retenus tiennent compte du stade auquel le peuplement se situe dans le cycle sylvigénétique [21, 49, 54, 78, 87]. Au total pour VN, 13 indicateurs ont été retenus pour le niveau du site et 17 pour le niveau du massif.

L'étude de littérature et des essais préalables ont permis de construire les *tableaux II* et *III*. Ils sont valables pour les forêts tempérées européennes ayant subi ou subissant encore une certaine pression anthropique. Il va de soi que les forêts inexploitées depuis plusieurs siècles ne nécessitent pas une telle évaluation, qui mènerait par ailleurs très probablement à des valeurs maximales. On se limitera à des parcelles de 0,2 à 50 ha maximum pour le *tableau II* et à des massifs de 50 à 1000 ha pour le *tableau III*. Certains indicateurs demandent des explications (chiffres entre parenthèses), que nous fournissons ci-dessous.

Niveau du site

(1) *Intégrité Phytocoenotique (IP)* : l'*IP* [26] se base sur la notion de cortège floristique normatif du type phytocénitique associé au site dans un catalogue donné, p. ex. [73]. Il se calcule comme le rapport entre le nombre

Tableau II. Grille de calcul des indicateurs de la valeur naturelle au niveau du site (0,2 à 50 ha). Les critères sont définis dans le texte au point 2.3 et les explications (1) à (6) concernant les indicateurs sont données au point 2.4.2.

| Critère | Indicateur | Mesure : | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-------------------------------------|---|----------|---|---|---------------------|---------------------------------|----------------------------|----------------------|
| Naturalité de composition | Nombre d'espèces épiphytiques = <i>E</i> | | < 5 | 5 à 10 | 10 à 20 | 20 à 30 | 30 à 40 | > 40 |
| | Nombre d'espèces d'oiseaux cavernicoles = <i>C</i> | | 0 | 1 à 3 | 4 à 9 | 10 à 14 | 15 à 20 | > 20 |
| | Nombre d'espèces xylobiontes recensées (invertébrés et champignons) = <i>X</i> | | < 5 | 5 à 10 | 11 à 19 | 20 à 29 | 30 à 40 | > 40 |
| | % du recouvrement de la strate arborescente occupé par les espèces natives = <i>A</i> | | < 1 | 1 à 29 | 30 à 59 | 60 à 79 | 80 à 99 | 100 % |
| | Intégrité phytocœnotique de la flore vasculaire = <i>IP</i> (1) | | < 0,20 | 0,20 à 0,39 | 0,40 à 0,59 | 0,60 à 0,79 | 0,80 à 0,99 | > 0,99 |
| | Taille de l'éco-unité = <i>T</i> (2) | | > 10 ha | 5 à 10 ha | 1 à 5 ha | 0,5 à 1 ha | 0,2 à 0,5 ha | < 0,2 ha |
| Naturalité de structure | Hétérogénéité verticale = <i>HV</i> (3) : | | | | | | | |
| | <i>stade pionnier</i> | | < 0,05 | 0,05 à 0,10 | 0,10 à 0,20 | 0,20 à 0,30 | 0,30 à 0,40 | > 0,40 |
| | <i>stade de compétition</i> | | < 0,05 | 0,05 à 0,1 | 0,1 à 0,15 | 0,15 à 0,20 | 0,20 à 0,25 | > 0,25 |
| | <i>stades de maturité et de sénescence</i> | | < 0,10 | 0,10 à 0,20 | 0,20 à 0,30 | 0,30 à 0,40 | 0,40 à 0,60 | > 0,60 |
| | Hétérogénéité horizontale = <i>H</i> (4) | | < 20 % | 20 à 39 % | 40 à 69 % | 70 à 99 % | 100 à 149 % | > 150 % |
| | Nécromasse ligneuse par ha = <i>N</i> : | | | | | | | |
| | <i>stade de pionnier et de compétition</i> | | < 2 m ³ /ha | 2 à 5 | 5 à 10 | 10 à 20 | 20 à 30 | > 30 |
| | <i>stade de maturité et de sénescence</i> | | < 5 m ³ /ha | 5 à 10 | 10 à 20 | 20 à 40 | 40 à 60 | > 60 |
| Naturalité de fonctionnement | Régime sylvicole = <i>R</i> (5) | | Taillis de révolution 24 ans ou moins | Taillis de révolution supérieure à 24 ans | Taillis-sous-futaie | Futaie régénérée par plantation | Futaie régénérée par semis | Futaie non exploitée |
| | Rapport : exportation de bois / production ligneuse du groupement naturel potentiel = <i>EP</i> (6) | | > 2,00 | 1,00 à 1,99 | 0,80 à 0,99 | 0,50 à 0,79 | 0,01 à 0,49 | < 0,01 |
| | Interventions diverses = <i>I</i> (somme) | | Régénération artificielle dominante, mécanisation lourde, fertilisation, pesticides, drainage, prélèvement intensif de produits forestiers secondaires = -1 | | | | | |
| | Intensité de la pression touristique = <i>PT</i> | | Très forte | Forte | Moyenne | Faible | Très faible | Nulle |

d'espèces du cortège normatif recensées sur le site et le nombre total d'espèces de ce même cortège : $IP = R / [0,5 \times P]$ où P = nombre d'espèce du groupement normatif et R = nombre d'espèces du relevé floristique appartenant au cortège normatif du type phytocœnotique potentiel. Il permet d'évaluer le degré de dégradation de la communauté végétale. Le facteur 0,5 est utilisé en raison de la très faible probabilité de rencontrer, en un site donné, plus de 50 % des espèces du groupement normatif [26]. On peut également se baser sur d'autres systèmes phytosociologiques cohérents et complets et sur des listes d'espèces forestières anciennes [48] ou des travaux palynologiques [62]. Le concept d'intégrité phytocœno-

tique se rapproche du concept de typicité [82] et de celui de naturalité de la flore [79], du moins lorsque le cortège floristique est défini à partir de la végétation de forêts inexploitées ou très proches de l'état correspondant.

(2) *Éco-unité* : unité homogène définissant un stade du cycle sylvigénétique [76]. Les tailles limites d'unités sont fixées grâce à une synthèse de littérature sur la structure des forêts européennes naturelles (point 2.3.2), selon lesquelles la forêt tempérée européenne se régénérerait principalement par trouées de petite taille.

(3) *Hétérogénéité verticale (HV)* [32] : indice de 0 à 1 caractérisant la stratification verticale de la végétation,

Tableau III. Grille de calcul des indicateurs de la valeur naturelle au niveau du massif (50 à 1 000 ha). Les critères sont définis dans le texte au point 2.3 et les explications (1) à (5) concernant les indicateurs sont données dans le texte au point 2.4.2.

| Critère | Indicateur | Mesure : | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-------------------------------------|---|----------|--|---|---------------------|--|----------------------------|----------------------|
| Naturalité de composition | Nombre d'espèces de grands carnivores = C_t | | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 ou plus |
| | Nombre d'espèces épiphytiques = E | | < 10 | 10 à 19 | 20 à 39 | 40 à 59 | 60 à 80 | > 80 |
| | Nombre d'espèces d'oiseaux cavernicoles = C | | 1 à 2 | 3 à 5 | 6 à 10 | 11 à 20 | 21 à 30 | > 30 |
| | Nombre d'espèces xylobiontes (invertébrés et champignons) = X | | < 10 | 10 à 19 | 20 à 39 | 40 à 59 | 60 à 80 | > 80 |
| | % du recouvrement de la strate arborescente occupé par les espèces natives = A | | < 1 | 1 à 29 | 30 à 59 | 60 à 79 | 80 à 99 | 100 % |
| | Nombre d'espèces ligneuses / Potentiel régional = $L(1)$ | | < 10 % | 10 à 19 % | 20 à 39 % | 40 à 59 % | 60 à 80 % | > 80 % |
| Naturalité de structure | Taille moyenne des éco-unités = T | | > 10 ha | 5 à 10 ha | 1 à 5 ha | 0,5 à 1 ha | 0,2 à 0,5 ha | < 0,2 ha |
| | Équilibre des stades de croissance = $Sc(2)$ | | < 0,2 | 0,2 à 0,4 | 0,4 à 0,6 | 0,6 à 0,8 | 0,8 à 0,9 | > 0,9 |
| | Hétérogénéité horizontale du couvert = $H(3)$ | | < 20 % | 20 à 49 % | 50 à 99 % | 100 à 149 % | 150 à 200 % | > 200 % |
| | Nécromasse moyenne par ha = N | | < 5 m ³ | 5 à 10 | 10 à 20 | 20 à 40 | 40 à 60 | > 60 |
| Naturalité de fonctionnement | Régime sylvicole : moyenne pondérée par la surface occupée par chaque régime dans le massif = R | | Taillis de révolution 24 ans ou moins | Taillis de révolution supérieure à 24 ans | Taillis-sous-futaie | Futaie régénérée par plantation ou rejet de souche | Futaie régénérée par semis | Futaie non exploitée |
| | Exportation réelle de bois / production ligneuse du groupement naturel potentiel = $EP(4)$ | | > 2,00 | 1,00 à 1,99 | 0,80 à 0,99 | 0,50 à 0,79 | 0,01 à 0,49 | < 0,01 |
| | Diamètre maximal / Diamètre longévité = $D(5)$ | | < 30 % | 30 à 49 % | 50 à 59 % | 60 à 69 % | 70 à 80 % | > 80 % |
| | % de régénération naturelle (surf.) = RN | | < 20 % | 20 à 39 % | 40 à 59 % | 60 à 79 % | 80 à 99 % | 100 % |
| | Densité du réseau de voiries (m/ha) = V | | > 50 | 30 à 50 | 15 à 30 | 5 à 15 | < 5 | 0 |
| | Interventions diverses = I (somme) | | Mécanisation lourde, fertilisation, pesticides, nourrissage artificiel du gibier, drainage, prélèvement intensif de produits forestiers secondaires = -1 ; Présence de zones ouvertes maintenues naturellement par les herbivores = +2 | | | | | |
| | Intensité de la pression touristique = PT | | Très forte | Forte | Moyenne | Faible | Très faible | Nulle |

calculé à partir de l'évaluation visuelle du recouvrement des N strates de végétation, les limites de ces strates étant communément fixées selon une suite géométrique [11]. L'indice combine alors le nombre de strates et leur recouvrement, par l'expression :

$IS = (\text{Nombre de strates de recouvrement supérieur à } 10\%) \times (\text{Somme des recouvrements}) / (100 \times N^2)$ où N = nombre de strates définies.

(4) *Hétérogénéité horizontale de la canopée (H)* [32] : il s'agit ici du coefficient de variation de la distance entre les troncs de diamètre supérieur ou égal à 10 cm, calculé

à partir de la mesure de 20 distances entre arbres choisies dans une surface de 50 ares de manière aléatoire (randomisée) ou systématique (nord, sud, est, ouest). Cet indicateur peut prendre des valeurs très variables.

(5) *Régime sylvicole (R)* [15, 25] : les jeunes plantations sont notées 1 et les carrières et gagnages herbeux semés et fertilisés 0 ; pour le reste, voir le *tableau III*.

(6) *L'exportation ligneuse* est connue par le bilan annuel des ventes des bois ; le groupement végétal potentiel est déterminé par la flore, le sol, le climat et sa production ligneuse évaluée par des synthèses telles [15] et [73].

La valeur de chaque critère pour chaque parcelle est obtenue par une moyenne algébrique des indicateurs correspondants et est ainsi un réel entre 0 et 5 :

$$\text{Naturalité de composition} = N_{\text{comp}} = [E + C + X + (A + IP)] / 5.$$

$$\text{Naturalité de structure} = N_{\text{struc}} = [T + (HV + H) + N] / 4.$$

$$\text{Naturalité de fonctionnement} = N_{\text{fonc}} = [R + EP + I + PT] / 4.$$

Niveau du massif

(1) *Nombre d'espèces ligneuses / potentiel régional (L)* : rapport entre le nombre d'espèces ligneuses indigènes recensées sur le massif et nombre total d'espèces ligneuses des cortèges floristiques normatifs des groupements phytosociologiques potentiels du massif [26], définies à partir de références telles [73] ou [84].

(2) *Équilibre des stades de croissance (Sc)* : il s'agit de l'équitabilité [64] des surfaces selon les stades du cycle sylvi-génétique, les surfaces (m²) étant déterminées par une analyse de photos aériennes avec système d'information géographique. On choisira par exemple 5 classes : régénération pionnière, régénération post-pionnière, croissance-compétition, maturité, sénescence [87] :

$$Sc = - [\sum (s_i/S) \times \log_2(s_i/S)] / \log_2(N)$$

où s_i = surface totale de la classe i et $S = \sum s_i$ et N = nombre de classes.

(3) *Hétérogénéité horizontale du couvert (H)* : il s'agit ici du coefficient de variation de la taille des éco-unités du massif, calculé grâce à leur mesure sur photos

aériennes par système d'information géographique (SIG).

(4) Voir l'explication donnée pour le niveau du site (point 6).

(5) *Diamètre de longévité (D_{long})* : diamètre à hauteur de poitrine maximal que peut atteindre une espèce ligneuse du massif dans les conditions stationnelles de celui-ci. D_{max} étant le diamètre moyen des 10 % plus gros arbres du massif pour une espèce donnée, $D_{\text{max}}/D_{\text{long}}$ est calculable pour chaque espèce arborescente. L'indicateur D est alors la moyenne des rapports $D_{\text{max}}/D_{\text{long}}$ de chaque essence, pondérée par la surface occupée par chacune.

La valeur de chaque critère pour le massif est obtenue par une moyenne algébrique des indicateurs correspondants et est ainsi un réel entre 0 et 5 :

$$\text{Naturalité de composition} = N_{\text{comp}} = [Cr + E + C + X + (A + L)] / 6.$$

$$\text{Naturalité de structure} = N_{\text{struc}} = [T + (Sc + H) + N] / 4.$$

$$\text{Naturalité de fonctionnement} = N_{\text{fonc}} = [R + EP + D + RN + V + I + PT] / 7.$$

2.4.3. Indicateurs de la valeur conservatoire

L'étude de littérature et des essais préalables ont permis de construire les *tableaux IV* et *V*. 9 indicateurs ont été retenus. Certains d'entre eux (chiffres entre parenthèses) requièrent les quelques explications fournies ci-dessous.

Tableau IV. Grille de calcul des indicateurs de la valeur conservatoire au niveau du site (0,2 à 50 ha). Les critères sont définis dans le texte au point 2.3 et les explications (1) à (7) concernant les indicateurs sont données dans le texte au point 2.4.3.

| Critère | Indicateur | Mesure : | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------|--|----------|--|--|------------------|------------------|------------------|-------------|
| DRS / Esp | Richesse spécifique de la flore vasculaire : $S = R / \log_{10}(A+1)$ (1) | | $S < 5$ | $5 \leq S < 10$ | $10 \leq S < 20$ | $20 \leq S < 30$ | $30 \leq S < 40$ | $S \geq 40$ |
| | Rareté des espèces de plantes vasculaires = Re (2) | | | Valeur de Re calculée selon (2) du point 2.4.3 | | | | |
| | Spécificité des espèces de plantes vasculaires = P (3) | | | Valeur de P calculée selon (3) du point 2.4.3 | | | | |
| | Nombre d'espèces (N) rares ou menacées d'autres groupes par 10 ha = R (4) | | $N < 1$ | $1 \leq N < 2$ | $2 \leq N < 5$ | $5 \leq N < 7$ | $7 \leq N < 10$ | $N \geq 10$ |
| DRS/Hab | Rareté du groupement végétal = Rg (5) | | Banal | Répandu | Assez rép. | Assez rare | Rare | Très rare |
| Frag-Vuln | Fragilité et vulnérabilité du site et du groupement végétal = $Frag-Vuln$ (6) | | Nulle | Faible | Assez faible | Moyenne | Forte | Très forte |
| EPhab | Éléments de structure favorables = T | | bois mort > 10 m ³ /ha, forte stratification, cavités, éboulis, plan d'eau = 1 chacun | | | | | |
| RE | Importance du site pour le réseau écologique du massif et de la région = E (7) | | Nulle | Très faible | Faible | Moyenne | Élevée | Très élevée |

Tableau V. Grille de calcul des indicateurs de la valeur conservatoire au niveau du massif (50 à 1000 ha). Les critères sont définis dans le texte au point 2.3 et les explications (1) à (4) concernant les indicateurs sont fournies dans le texte aux points 2.4.3 et 2.3.3.

| Critère | Indicateur | Mesure : | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------|--|----------|--|---------------------|------------------|----------------------|--------------------|-------------------------|
| DRS / Esp | Richesse spécifique de la flore vasculaire, moyenne pondérée des habitats = S (1) | | $S < 5$ | $5 \leq S < 10$ | $10 \leq S < 20$ | $20 \leq S < 30$ | $30 \leq S < 40$ | $S \geq 40$ |
| | Rareté des espèces recensées = Re | | Valeur calculée de Re selon (1) du point 2.4.3 | | | | | |
| | Nombre d'espèces rares ou menacées d'autres groupes par 10 ha = R | | $N < 1$ | $1 \leq N < 2$ | $2 \leq N < 5$ | $5 \leq N < 7$ | $7 \leq N < 10$ | $N \geq 10$ |
| DRS/Hab | Nombre d'associations phytosociologiques (N) par 100 ha = D (2) | | $N < 1$ | $1 \leq N < 2$ | $2 \leq N < 3$ | $3 \leq N < 5$ | $5 \leq N < 7$ | $N \geq 7$ |
| | Rareté du (des) groupement(s) végétal (aux) du massif = Rg | | Moyenne des Rg des sites (2.4.3) | | | | | |
| Frag-Vuln | Fragilité / vulnérabilité globale du massif = Frag-Vuln | | Nulle | Faible | Assez faible | Moyenne | Forte | Très forte |
| EPhab | Éléments de structure rares = EPhab | | Moyenne des valeurs calculées pour les sites (2.4.3) | | | | | |
| RE | Connection ou isolement des habitats similaires et complémentaires au sein du massif = C (3) | | Isolement total | Isolement important | Isolement moyen | Connectivité moyenne | Bonne connectivité | Très bonne connectivité |
| | Importance du massif pour le réseau écologique régional = E | | Nulle | Très faible | Faible | Moyenne | Élevée | Très élevée |

Au niveau du site

(1) *Richesse spécifique totale de la flore vasculaire* (S) : La richesse spécifique est dépendante de la surface évaluée. La relation entre richesse (R) et surface échantillonnée (A , ha) pour un habitat homogène peut être modélisée par une expression du type : $R = \log_{10}(100 \times A + 1)$, à calibrer par un relevé sur une surface définie. Pour calculer l'indicateur S , la richesse doit donc être divisée par cette expression : $S = R / \log_{10}(100 \times A + 1)$ où R est le nombre d'espèces recensées sur le site étudié et A la surface de ce site en ha.

(2) *Rareté des espèces* (Re) = somme des raretés individuelles des espèces recensées (1, 3, 4 ou 5), pondérée par leur indice d'abondance dans l'échelle de Braun-Blanquet (ab). La somme pondérée étant un réel compris entre 0 et 5 mais dépassant très rarement 3, on intègre à la formule un facteur (5/3) :

$$Re = (5/3) \times [(\sum \text{ab espèces courantes}) + 3 \times (\sum \text{ab espèces assez rares}) + 4 \times (\sum \text{ab espèces rares ou en régression}) + 5 \times (\sum \text{ab espèces très rares ou en forte régression})] / (\sum \text{ab toutes espèces})$$

(3) *Spécificité des espèces pour le milieu* (P) = somme des spécificités individuelles des espèces rares ou en régression avec : spécificité nulle = 0, faible spécificité = 1 ; spécificité moyenne = 2, forte spécificité = 4 et mi-

lieu exclusif = 5. La spécificité de chaque espèce pour l'habitat se calcule par la méthode de la valeur Indicateur de Dufrené et Legendre [33]. La somme pondérée étant un réel compris entre 0 et 5 mais dépassant très rarement 4, on intègre à la formule un facteur (5/4) :

$$P = (5/4) \times (\sum \text{spécificités individuelles}) / (\text{Nombre total d'espèces rares et/ou en régression})$$

(4) *Nombre d'espèces rares ou menacées d'autres groupes* (R) : la division de ce nombre par $10 \times A$ (A = surface évaluée) ne doit naturellement être appliquée qu'aux des parcelles de plus de 10 ha.

(5) *Rareté du groupement végétal* (Rg) : elle est évaluée à partir de la liste des habitats protégés au niveau continental, national ou territorial, grâce à des références telles [75] et [84].

Pour les explications (6) et (7), on se référera au point 2.3.3.

La valeur de chaque critère pour chaque parcelle est obtenue par une moyenne algébrique des indicateurs correspondants et est ainsi un réel entre 0 et 5 :

Diversité, rareté, spécificité des espèces = DRS/esp = $[(S \times Re/5) + P + R] / 3$; combinaison des indicateurs S et Re : la richesse spécifique n'a pas en soi de valeur conservatoire (pour les raisons évoquées plus haut), elle

doit être associée à la rareté des espèces en formant avec elle un indicateur unique.

Diversité et rareté de l'habitat = $DR/hab = Rg$.

Fragilité / vulnérabilité de l'habitat = $Frag-Vuln$.

Éléments particuliers de l'habitat = $EPhab = T$.

Réseau écologique et isolement / connectivité = $RE = E$.

Au niveau du massif

(1) *Richesse spécifique de la flore vasculaire (S)* : comme pour le niveau du site, une fonction logarithmique doit être utilisée en dénominateur. Cependant, on ne peut établir d'expression générale surface-richesse puisque la surface évaluée peut contenir plusieurs types d'habitats, par ailleurs parfois très différents. Au niveau du massif, *S* doit donc être calculé comme la moyenne des *S* des différents types d'habitats, pondérée par la surface de chaque habitat. Les types d'habitats seront définis sur base du catalogue d'associations phytosociologiques le plus utilisé nationalement (ex. [73]).

(2) *Diversité des associations phytosociologiques (D)* : elle se définit comme le nombre d'associations phytosociologiques reconnues sur le massif – dans la nomenclature fixée par le catalogue le plus utilisé nationalement (ex. [73]) – divisé, si la surface excède 100 ha, par le facteur surface/100 ha. À titre d'exemple, pour un massif avec trois associations *D* vaudra 2 si le massif couvre 90 ha et 1,25 s'il couvre 240 ha ($D = 3/2,4 = 1,25$) s'il couvre 140 ha.

(3) *Isolement / connectivité* : il est difficile de traduire cet indicateur en échelle de mesure car d'une part, l'isolement est défavorable à survie des populations mais

d'autre part, il peut impliquer la présence d'espèces ou d'écotypes endémiques intéressants en termes de conservation [7, 47]. Nous avons ici opté pour l'intérêt des sites interconnectés, la présence d'habitats, d'espèces ou d'écotypes endémiques étant reprise par ailleurs dans le premier critère.

Pour l'explication (4), on se référera au point 2.3.3.

La valeur de chaque critère pour chaque parcelle est obtenue par une moyenne algébrique des indicateurs correspondants et est ainsi un réel entre 0 et 5 :

Diversité, rareté, spécificité des espèces = $DRS/esp = [(S \times Re/5) + R] / 2$; combinaison de *S* et *Re* : voir explication donnée pour le niveau du site.

Diversité et rareté de(s) habitat(s) = $DR/hab = [D + Rg] / 2$.

Fragilité / vulnérabilité de(s) habitat(s) = $Frag-Vuln$.

Éléments particuliers de(s) habitat(s) = $EPhab = T$.

Réseau écologique et isolement / connectivité = $RE = [C + E] / 2$.

3. RÉSULTATS OBTENUS POUR UN ÉCHANTILLON-TEST

3.1. Forêts évaluées et données disponibles

La méthode a été appliquée à une région forestière d'Ardenne belge située entre 240 et 480 m d'altitude et soumis à un climat tempéré humide de type submontagnard et subcontinental. Trois séries d'aménagement ont été étudiées. Dans la première, chaque site (66 parcelles

Tableau VI. Caractéristiques écologiques des massifs étudiés et de la parcelle inexploitée de Rognac. *Ns* = numéro de série (repris dans les tableaux suivants) ; *Surf* = Surface totale de la série (ha) ; *Pm* = précipitations annuelles moyennes (mm/an) ; *Tm* = température annuelle moyenne (°C) ; % Conif = proportion totale de conifères dans la série en surface ; *Tm-peupl* = taille moyenne des peuplements élémentaires (ha) évaluée par SIG, caractérisant la sylviculture appliquée.

| <i>Ns</i> | <i>Surf</i> | <i>Pm</i> | <i>Tm</i> | Sols | % Conif | Essences majoritaires | <i>Tm-peupl</i> | Environnement |
|-----------|-------------|-----------|-----------|------------------------|---------|-------------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | 797 | 1100 | 8,0 | Limoneux, acides | 37 | Chêne, Hêtre, Épicéa | 1,5 | Forestier |
| 2 | 770 | 1100 | 8,0 | Limoneux, acides | 44 | Chêne, Hêtre, Douglas | 2,4 | Agricole-Forestier |
| 3 | 960 | 1150 | 7,5 | Limoneux, acides | 56 | Épicéa, Hêtre, Douglas | 3,0 | Forestier |
| 4 | 384 | 800 | 9,0 | Argileux, neutres | 3 | Chêne, Frêne, Merisier | 1,0 | Forestier |
| 5 | 221 | 800 | 9,0 | Limono-sableux, acides | 26 | Chêne, Hêtre, Pin sylv. | 0,5 | Urbain-Agricole |
| 6 | 942 | 1200 | 7,0 | Limoneux, acides | 85 | Épicéa, Douglas | 4,0 | Agricole |
| 7 | 367 | 1200 | 7,0 | Limoneux, acides | 90 | Épicéa, Douglas, Hêtre | 0,9 | Forestier |
| RO | 11 | 830 | 9,0 | Limoneux, acides | 0 | Chêne, hêtre, bouleau | complexe | Agric.-Urbain-Forest. |

de 0,2 à 33 ha) a été traité de manière à obtenir une cartographie détaillée des valeurs naturelle et conservatoire. À titre de comparaison, une parcelle de 11 ha inexploitée depuis près d'un siècle (réserve intégrale de Rognac, Belgique) et six séries d'aménagement belges supplémentaires très différentes ont été évaluées. Pour les sept séries choisies, des documents d'aménagement relativement détaillés étaient disponibles [2, 8, 24, 28–30, 81]. Les caractéristiques générales de ces séries et de la réserve de Rognac sont données dans le *tableau VI*.

Calcul de la valeur naturelle : pour les indicateurs *Cr*, *A*, *IP*, *L*, *T*, *Sc*, *HV*, *H*, *N*, *EP*, *I*, *V*, *RN*, *R* et *PT*, les données contenues dans les plans d'aménagement forestiers ont suffi moyennant, pour *IP*, l'usage d'une banque de données relative aux cortèges floristiques normatifs, construite essentiellement à partir des travaux de Noirfalise [73]. L'indicateur *C* a pu être calculé grâce à une campagne d'observations par IPA [41] menée sur la série d'aménagement. Par contre, les indicateurs *E* et *X* n'ont pu être calculés, les informations des naturalistes et scientifiques archivées dans les plans d'aménagement et les données de l'observatoire régional Faune-Flore-Habitats [75] n'étant pas assez précisément localisées. Ces deux indicateurs n'ont donc pas été intégrés, de sorte que la formule du critère « naturalité de composition » s'est réduite à : $N_{comp} = [C + A + IP] / 3$ au niveau du site et $N_{comp} = [Cr + C + A + L] / 4$ au niveau du massif.

Calcul de la valeur conservatoire : l'indicateur *R* a demandé la consultation des bases de données « espèces » des scientifiques et naturalistes. Le calcul des indicateurs *S*, *Re*, *P*, *D*, *Rg*, *Frag-Vuln* et *EPhab* s'est basé sur les relevés de végétation réalisés à l'occasion de la révision des aménagements. Pour les indicateurs *Re*, *P* et *Rg*, nous avons utilisé les informations fournies par [9], [23], [84] et [73], une étude de spécificité des espèces de plantes vasculaires en habitats forestiers ardennais [32] ainsi que, lorsque cela était nécessaire, l'expertise phytosociologique du laboratoire.

3.2. Résultats

La *figure 1* montre les valeurs conservatoire (VC) et naturelle (VN) de la Réserve de Rognac et des différentes séries étudiées (niveau massif). On constate que VC et VN sont bien corrélées à l'échelle du massif ($n = 7$; $r^2 = 0,83$; $p = 0,009$). Cependant, sans la réserve intégrale de Rognac (VC et VN élevés), la relation est plus faible ($r^2 = 0,63$; $p = 0,017$). VC est en général plus faible que VN, ce qui s'explique par la faiblesse des inventaires flo-ro-faunistiques, engendrant l'ignorance d'éventuelles

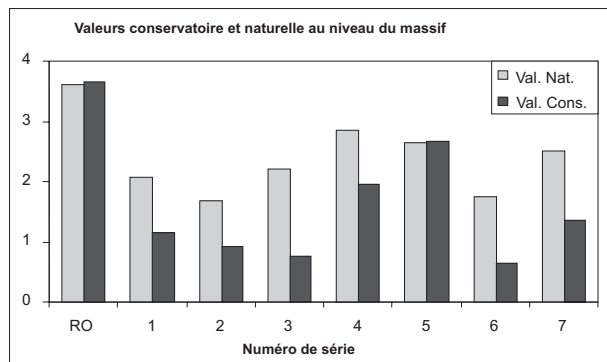


Figure 1. Valeurs conservatoire et naturelle des différentes séries d'aménagement étudiées et de la réserve intégrale de Rognac. Les séries couvrent 221 à 960 ha et Rognac occupe 11 ha. Valeurs conservatoire et naturelle sont des réels entre 0 et 5 intégrant différents critères chiffrés par des indicateurs (voir *tableaux I à V* et *figure 4*).

espèces rares et/ou intéressantes supplémentaires sur les massifs. La série 5 montre une VC relativement élevée par rapport à sa VN ; elle est en effet périurbaine et très fréquentée. À l'opposé, les séries 3 et 7 montrent des VN assez élevées avec un faible intérêt patrimonial (VC). Ces dernières sont gérées en futaie de hêtre et/ou de résineux, avec pour une bonne part, une structure en petites unités voire, typiquement jardinée à la manière des reliques de forêts européennes anciennes et inexploitées décrites dans les références citées plus haut. Cependant, elles sont assez monotones en termes de relief, de sols et d'essences ligneuses, d'où leur faible valeur conservatoire. On notera aussi que la série 7, essentiellement résineuse (essences introduites), obtient néanmoins une VN et une VC assez fortes du fait de sa structure irrégulière et de l'usage de termes d'exploitabilité élevés et d'une large gamme d'essences ligneuses (dont le hêtre).

La *figure 2* présente la cartographie des valeurs conservatoire et naturelle de la série 1 (niveau site), les valeurs croissant avec l'intensité du gris. Pour VC, on remarque que les chiffres obtenus ne dépassent 2,0 que dans l'aulnaie oligotrophe (parcelle 134/4) et se situent entre 1,5 et 2,0 dans quelques chênaies, hêtraies et une vieille pinède. Pour le reste, VC ne dépasse pas 1,5, probablement en partie pour la raison évoquée plus haut (faiblesse d'inventaire). Les zones de pente et de sols hydromorphes montrent des valeurs en moyenne un peu supérieures aux autres zones, du fait de leur fragilité et des conditions micro-climatiques particulières de ces terrains. On notera que plusieurs jeunes plantations ont des

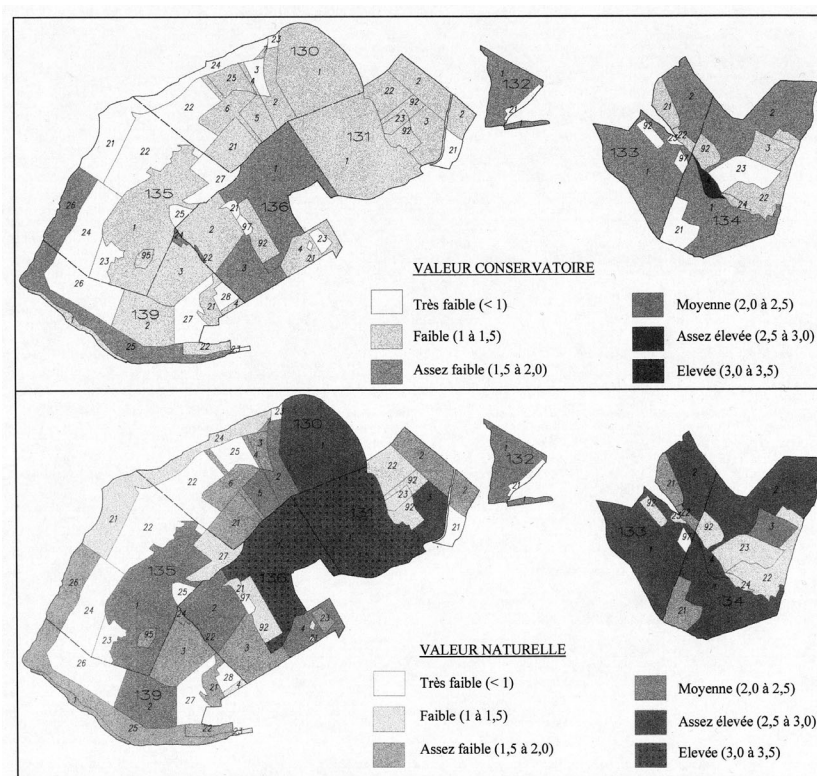


Figure 2. Cartographie des valeurs naturelle et conservatoire de la série 1 (niveau spatial du site) (Vencimont, Belgique).

VC comparables à celles de la plupart des chênaies. VN atteint des valeurs plus élevées : elle dépasse 3,0 dans deux chênaies-hêtraies irrégulières et mélangées régénérées par voie naturelle et se situe entre 2,5 et 3,0 dans d'autres chênaies et hêtraies mélangées et dans l'aunuaie oligotrophe. Les valeurs les plus faibles sont obtenues pour de jeunes futaies d'épicéa, des coupes totales récentes et les gagnages herbeux semés et fertilisés.

La *figure 3* rassemble deux diagrammes permettant de mieux comprendre le comportement de VC et VN dans différents types d'habitats de la série 1, selon une typologie basée sur la composition et l'âge des peuplements forestiers. La corrélation entre VC et VN est ici moins forte ($r^2 = 0,64$; $p < 0,001$ et $r^2 = 0,61$; $p < 0,001$ sans Rognac). Le rapport VC/VN diffère de manière hautement significative entre types d'habitats ($F = 5,65$; $p < 0,001$), ce qui signifie que la mesure de l'une des deux valeurs ne suffit pas à estimer l'autre. En effet, les hêtraies et les chênaies matures ont des VN élevées mais des VC proches de celle des pinèdes, des taillis et des jeunes plantations, montrant par ailleurs de faibles VN.

La *figure 4* montre, pour deux types d'habitats, Rognac et deux séries choisies à titre d'exemple, une repré-

sentation possible des composantes des valeurs naturelle (en haut) et conservatoire (en bas). On constate que les schémas sont fort différents ; cette décomposition permet ainsi de bien comprendre les valeurs finales de VC et VN et de constater les éventuelles erreurs attachées au calcul des différents critères.

4. DISCUSSION

4.1. Résultats obtenus avec l'échantillon-test

La *valeur naturelle* au niveau local (site) ne descend en-dessous de 1 que pour les jeunes futaies d'épicéa, très homogènes, peu diversifiées et pour la plupart soumises à une sylviculture intensive. Elle dépasse 3,0 dans une chênaie et une hêtraie irrégulières, mélangées et régénérées par voie naturelle. Au niveau du massif, elle ne dépasse pas 2,8 dans les séries aménagées. Plusieurs facteurs limitent la valeur naturelle dans les forêts étudiées : faible nécromasse et exploitation égale ou supérieure à la production ligneuse du type phytosociologique potentiel, absence de grands carnivores, densité de voiries et pression touristique assez élevés, termes

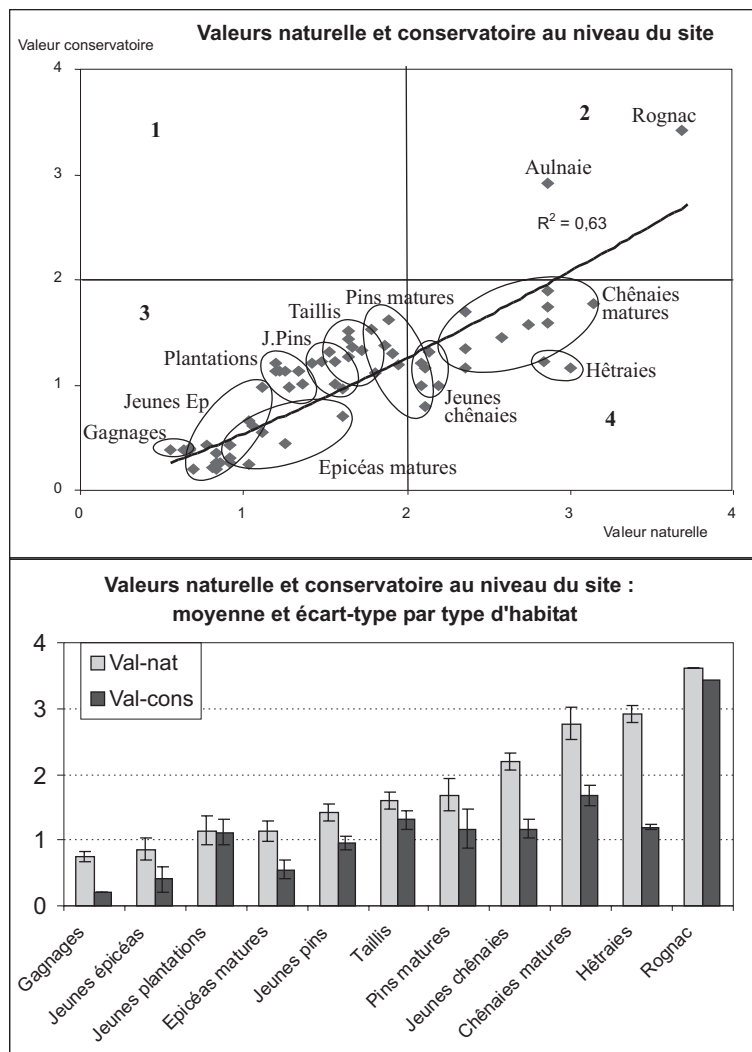


Figure 3. Diagramme des valeurs conservatoire et naturelles pour les habitats de la série 1 et relation entre ces deux valeurs. Dans le diagramme du haut, les cadrans 1, 2, 3 et 4 servent à situer les parcelles étudiées par rapport à des situations extrêmes commentées au point 2.2 telles une prairie calcaire (1) ou une vieille hêtraie dense (4).

d'exploitabilité relativement bas et disparition d'une partie du cortège floristique naturel (ligneux d'accompagnement en particulier). Dans la réserve intégrale de Rognac, VN atteint 3,6. Cette valeur reste assez basse pour une forêt inexploitée en raisons des réalités suivantes : faible taille ; arrêt des exploitations assez récent (environ un siècle) à un stade où la forêt avait un faciès de taillis-sous-futaie, ce qui entraîne une faible nécromasse à l'hectare ; pression humaine élevée (visites fréquentes, chemins aménagés) ; pollutions d'un lotissement voisin [24].

La *valeur conservatoire* reste faible dans les situations étudiées. On peut y voir l'impact de trois phénomènes :

(1) Les forêts ardennaises – dans leur état actuel du moins – sont dans l'ensemble connues pour être l'habitat

d'un grand nombre d'espèces typiquement forestières, mais de peu d'espèces rares ou en régression [32] : les papillons forestiers menacés de Belgique y sont rares, se retrouvant essentiellement dans les chênaies extensives de Fagne-Famenne (série 4 p. ex.), les chiroptères menacés ont élu domicile dans les vieux bâtiments, les xylobiontes sont rares tant le bois mort est peu abondant, le pic mar, le pic cendré et la gélinotte sont devenus sporadiques... [43, 44, 60, 75].

(2) Les forêts étudiées sont incluses dans de grands massifs constitués d'habitats relativement communs ; ainsi, leur importance – et à fortiori, celle d'une parcelle particulière reste limitée – en terme de réseau écologique.

(3) Comme évoqué plus haut, la faiblesse actuelle des données flo-ro-faunistiques ou tout au moins, de leur

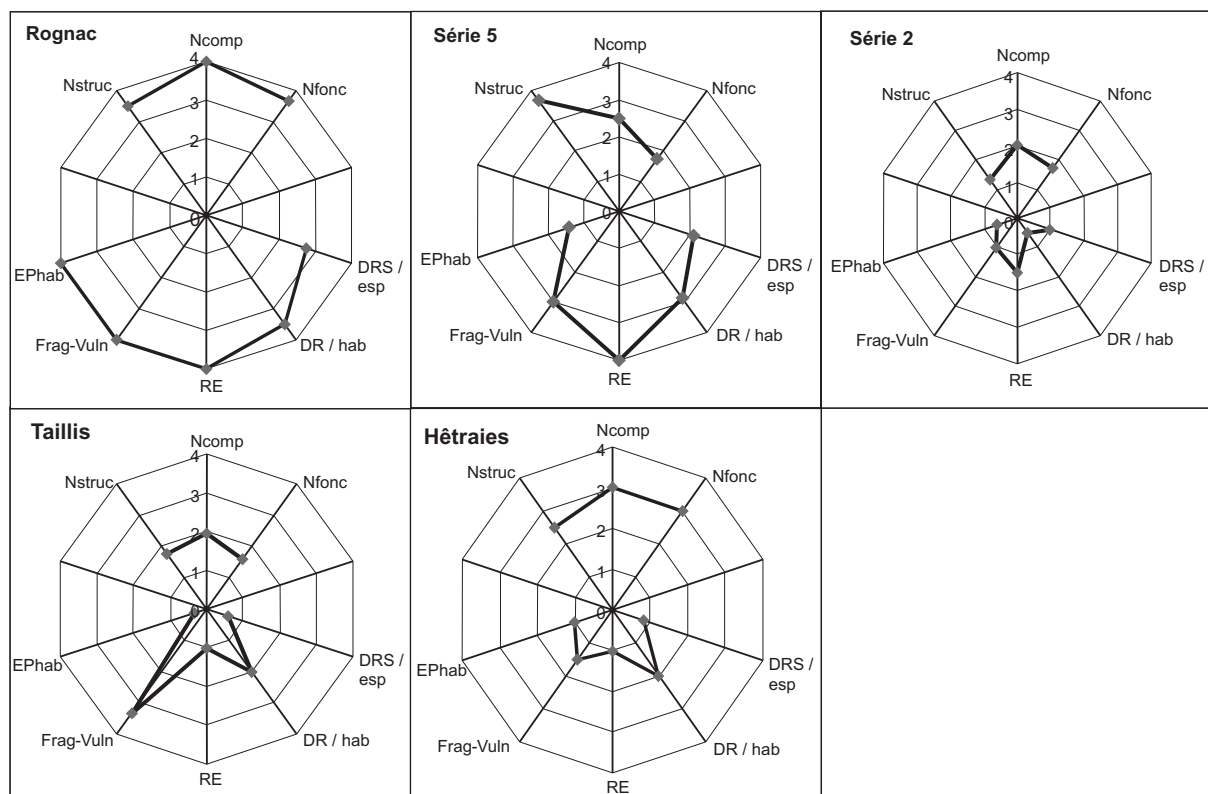


Figure 4. Valeurs des critères composant les valeurs naturelles (haut de cercle) et conservatoire (bas de cercle) pour la Réserve de Rognac, deux séries aménagées (niveau massif) et pour quelques types d'habitats de la série 1 (niveau site, moyennes). Les codes utilisés sont traduits dans le *tableau 1*. La valeur 4 n'étant ici jamais dépassée pour les différents critères, une échelle de 0 à 4 a été adoptée.

géoréférencage, produit une probable sous-estimation de l'indicateur « nombre d'espèces rares ou menacées d'autres groupes » (*R*). Évaluée comme un site, la réserve intégrale Rognac obtient une VC de 3,4. Évaluée comme un massif (*figure 1*), elle obtient 3,6 en raison de son importance régionale (critère RE). Ces valeurs restent faibles, probablement à cause de la faible taille de la réserve et de son caractère récent (voir explication donnée plus haut).

La comparaison des valeurs obtenues pour VC et VN montre bien l'intérêt de la distinction entre aspects patrimoniaux et naturalité, définie au point 2.2. La corrélation relativement forte entre ces deux aspects de la valeur écologique semble être propre aux milieux forestiers. Mais elle est aussi fortement influencée par la particularité de la forêt inexploitée de Rognac, de VN et VC nettement plus élevées que dans les autres sites et massifs. En effet, le cadran 1 de la *figure 3* n'est pas atteint par l'échantillon-test et le serait probablement avec des milieux tels les prairies fauchées pour des objectifs de conservation [7,

43, 75], si tant est que la méthode proposée ici puisse s'appliquer à de tels milieux. Il reste que l'application de notre méthode à des habitats forestiers plus marginaux tels les boulaies tourbeuses ou les érablières de ravin offrirait des éléments de discussion intéressants.

4.2. Modèle général, indicateurs et échelles de mesures : limites de la méthode

Certains indicateurs peuvent compliquer l'usage de la méthode. Les risques de subjectivité qui leur sont associés et l'absence de données dans des contextes concrets sont susceptibles d'amener l'évaluateur à choisir d'éliminer certains indicateurs pour l'ensemble de la démarche. D'autre part, les échelles de calcul de certains indicateurs (valeurs-limites des classes) sont à adapter aux contextes biogéographiques d'application, les valeurs données ici étant valables pour les forêts tempérées des domaines atlantiques et subcontinentaux selon la

nomenclature de Rameau et al. [84]. La méthode générale, les critères et la plupart des indicateurs restent stables, tandis que les échelles de mesure de ces derniers peuvent être adaptées aux contextes régionaux.

Pour la valeur conservatoire, le calcul de l'indicateur Fragilité / Vulnérabilité (Frag-Vuln) fait appel à la connaissance de l'évaluateur en matière de sensibilité du site ou du massif et de pressions exercées sur celui-ci. Le calcul de l'indicateur « importance du site/massif pour le réseau écologique » (*E*) fait appel à sa connaissance des relations biologiques entre habitats de la région. Ces domaines scientifiques étant délicats, ces indicateurs sont probablement empreints d'une certaine subjectivité. Pour l'indicateur « nombre d'espèces rares ou menacées d'autres groupes » (*R*) de la valeur conservatoire et les indicateurs « nombre d'espèces épiphytiques » (*E*) et « nombre d'espèces xylobiontes » (*X*) de la valeur naturelle, l'information est toujours incomplète ; elle dépend des inventaires et observations réalisés sur le site, comme des compétences de la personne effectuant le calcul. En particulier, l'indicateur *X* prend des valeurs dépendant du nombre de groupes inventoriés ; dans le cas d'un inventaire exhaustif des coléoptères xylobiontes, la classe 5 sera probablement vite atteinte alors qu'en l'absence d'inventaires, les seules observations ponctuelles des naturalistes mèneront difficilement à la classe 1. La plupart des milieux forestiers sont par ailleurs peu parcourus par les naturalistes. Les hêtraies et futaies résineuses en particulier, font l'objet d'observations rares malgré un intérêt conservatoire parfois important (H. Brustel, comm. orale). Si un catalogue phytosociologique cohérent ne peut être obtenu pour la région d'étude, le calcul de l'indicateur *IP* de la valeur naturelle au niveau du site nécessite l'utilisation de listes floristiques potentielles de construction délicate.

5. CONCLUSION

L'objectif de ce travail était de développer et de tester une méthode permettant de quantifier la valeur écologique des milieux forestiers à différents niveaux spatiaux. L'évaluation ne pouvant « tout mesurer », des critères et indicateurs doivent être choisis [38, 93]. L'originalité de notre approche réside essentiellement dans l'intérêt de la distinction initiale entre valeur naturelle et valeur conservatoire et entre échelles locales et du massif. L'utilisation d'une méthode spatialement hiérarchisée, structurée en critères et indicateurs et intégrant la distinction entre caractères propres et intérêt conservatoire de l'écosystème mène à des résultats plus précis et plus facilement utilisables.

Elle permet de proposer des mesures d'aménagement différenciées, répondant d'une part aux urgences en matière de conservation des espèces et des habitats (valeur conservatoire) et de l'autre, aux stratégies de conservation à long terme, en particulier par la désignation de réserves forestières intégrales (valeur naturelle). La valeur conservatoire s'adapte à une conservation de la nature interventionniste tandis que la valeur naturelle permet d'évaluer les potentialités d'une conservation de la nature non interventionniste, les deux stratégies étant probablement complémentaires dans nos paysages profondément et durablement marqués par l'homme [3, 31, 43].

Plus concrètement, quatre applications immédiates de la méthode peuvent être envisagées : (1) définition des zones (sites) où concentrer l'effort de conservation de la nature dans une ou un ensemble de série(s) d'aménagement forestier, entre autres dans le cadre de Natura 2000 ; (2) désignation de sites et de forêts à haute naturalité pour la constitution d'un réseau de réserves naturelles intégrales ; (3) estimation de l'effet écologique de scénarios de transformation d'un milieu forestier en un autre (enrésinement, conversion d'un taillis en futaie... etc.) ; (4) suivi de la valeur conservatoire et naturelle des milieux forestiers au niveau régional (monitoring). Pour la troisième application, un soin particulier devra être accordé à la taille des sites, ainsi qu'aux possibilités de relations biologiques entre forêts éloignées (métapopulations). Pour la dernière, il est naturellement primordial de s'assurer que les observations de bases sont établies par les mêmes personnes d'une évaluation à l'autre, en particulier pour les données récoltées auprès des naturalistes. On pourrait par exemple évaluer périodiquement par un système simplifié un échantillon de massifs et de sites, une partie de cet échantillon étant évaluée de manière complète à titre de contrôle.

Remerciements : Nous tenons à remercier H. de Blander, D. Testart et les techniciens du laboratoire ayant participé à la récolte des données pour la partie 3. Nous remercions également la Région Wallonne (Division Nature et Forêts), qui finance depuis 3 ans un programme de recherche concernant l'impact des systèmes sylvicoles sur la biodiversité [32], grâce auquel cette méthodologie a pu être établie.

RÉFÉRENCES

- [1] Anderson J.E., A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness, *Conserv. Biol.* 5 (1991) 347–352.

- [2] André A., Dobbelaere C., Mangeot J.C., Aménagement du bois de Lauzelle, domaine privé de l'UCL. Commune de Ottignies-Louvain-la-Neuve (Belgique), UCL, 1997.
- [3] Attiwill P.M., The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management, *For. Ecol. Manage.* 63 (1994) 247–300.
- [4] Balent G., La qualité des systèmes écologiques, le point de vue de l'écologue, *Études et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement (INRA)* 28 (1994) 259–266.
- [5] Balent G., Alard D., Blanfort V., Poudevigne I., Pratiques de gestion, biodiversité floristique et durabilité des prairies, *Fourrages* 160 (1999) 385–402.
- [6] Banerjee S., Sibbald P.R., Maze J., Quantifying the dynamics of order and organization in biological systems, *J. Theoret. Biol.* 143 (1990) 91–111.
- [7] Bardat J., Bensettiti F., Hindermeier X., Approche méthodologique de l'évaluation d'espaces naturels, exemple de l'application de la directive habitats en France, *Écologie* 28/1 (1997) 45–59.
- [8] Baar F., Adam J.C., Aménagement de la Forêt domaniale du Grand Bois de Vielsalm (Belgique), *Cantonement des Eaux et Forêts de Vielsalm, DNF*, 1998.
- [9] Bastin B., De Sloover J.R., Evrard C., Moens P., Flore de la Belgique, 3e édition (revue et corrigée), Ciaco Éditeur, Louvain-la-Neuve, Belgique, 1988.
- [10] Benett E.L., Timber certification: where is the voice of the biologist?, *Conserv. Biol.* 14 (2000) 921–923.
- [11] Bersier L.F., Meyer D.R., Relationships between bird assemblages, vegetation structure and floristic composition of mosaic patches in riparian forests, *Rev. Ecol.-Terre Vie* 50 (1995) 15–32.
- [12] Blandin P., Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques, *Bull. Écologie* 4/17 (1986) 213–307.
- [13] Blondin J., La dynamique de la forêt naturelle, in : Actes du Colloque « La bioqualité dans la gestion forestière », 12 sept. 1995, LLN (Belgique), *Forêt Wallonne* 39–40 (1995) 7–15.
- [14] Bohac J., Fuschs R., The structure of animal communities as bioindicators of landscape deterioration, in: Jeffrey D.W., Madden B., *Bioindicators and environmental management*, Academic Press, London, 1991.
- [15] Boudru M., *Forêt et sylviculture II : Traitement des forêts*, Presses Agronomiques de Gembloux (Belgique), 1989.
- [16] Busing R.T., White P.S., Species diversity and small-scale disturbance in an old-growth temperate forest: a consideration of gap partitioning concept, *Oikos* 78 (1997) 562–568.
- [17] Chessel D., Lebreton J.D., Prodon R., Mesures symétriques d'amplitude d'habitat et de diversité intra-échantillon dans un tableau espèces-relevés : cas d'un gradient simple, *Académie des Sciences* 295/3 (1982) 83–88.
- [18] Chesson P., Pantastico-Chaldas M., The forest architecture hypothesis for diversity maintenance, *Tree* 9/3 (1994) 79–80.
- [19] Conseil de l'Europe, Critères de la Directive « Habitats » (92/43/CEE), concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages, 21 mai 1992.
- [20] Dajoz R., Un milieu à préserver, les vieilles forêts, in : *Précis d'écologie*, Dunod, Paris, 1996.
- [21] De Blander H., Vers un fondement écologique de la gestion forestière. Mémoire UCL, Unité des Eaux et Forêts, Louvain-la-Neuve, Belgique, 2000.
- [22a] Deconchat M., Balent G., Vegetation and bird community dynamics in fragmented coppice forests, *Forestry* 74/2 (2001) 105–118.
- [22b] Deconchat M., Balent G., Effet des perturbations du sol et de la mise en lumière occasionnées par l'exploitation forestière sur la flore à une échelle fine, *Ann. For. Sci.* 58 (2001) 315–328.
- [23] De Langhe J.E., Delvosalle L., Duvigeaud J., Lambinon J., Vanden Berghen C., Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines. 3^e édition. Éd. Patrim. Jard. Bot. Nat. Belg., 1983.
- [24] De Tillesse T., Caractérisation du degré de richesse et de l'état initial d'une série forestière dynamique : la réserve intégrale de Rognac. Mémoire UCL, Unité des Eaux et Forêts, Louvain-la-Neuve, Belgique, 1994.
- [25] Devillez F., Duran V., Renson Y., Estimation de la valeur écologique de la végétation forestière et des haies, *Belg. J. Bot.* 128 (1995) 95–105.
- [26] Devillez F., Kolai L., Relations entre la sylviculture actuelle et passée et la composition des groupements phytosociologiques du bois de Lauzelle (Belgique). Actes du colloque « Santé et biodiversité en forêt wallonne », Namur, nov. 1997.
- [27] Devillez F., Otten F., Méthodologie d'évaluation du suivi de l'état de l'environnement forestier, in : Coll. C.R. Information sur l'environnement et gestion des ressources naturelles renouvelables : les enjeux pour un développement durable, GRIFA, Edmundston, 17–20 août 1997 (sous presse), 2001.
- [28] Du Bus de Warnaffe G., Jacques E., Bodelet W., Aménagement des bois de la Commune de Vaux-sur-Sûre (Belgique). *Cantonement des Eaux et Forêts de Neufchateau, DNF*, 1997.
- [29] Du Bus de Warnaffe G., Picard L., Arnould A., Trigalet Ph., Pierrard J., Darche F., Mathieu H., Aménagement des séries des Gélinittes et des Chevreuils, Commune de Gedinne (Belgique). *Cantonement des Eaux et Forêts de Beauraing, DNF*, 1998.
- [30] Du Bus de Warnaffe G., Barjasse A., Paul Y., Guissard A., Aménagement de la série du Bois-St-Georges, Commune de Chimay (Belgique). *Cantonement des Eaux et Forêts de Chimay, DNF*, 1998.
- [31] Du Bus de Warnaffe G., Protection de la biodiversité dans les systèmes agricoles et forestiers : un essai d'analyse, *Parcs et Réserves* 55/3–4 (2001) 10–17.
- [32] Du Bus de Warnaffe G., Impact de la gestion forestière sur la biocénose en Région Wallonne. Convention MRW-UCL, 6^e rapport, juin 2001. Unité des Eaux et Forêts, Faculté des Sciences Agronomiques, UCL. Louvain-la-Neuve, Belgique, 2001.

- [33] Dufrêne M., Legendre P., Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach, *Ecol. Monogr.* 67 (1997) 345–366.
- [34] Dumont J.M., La conception, la réalisation et l'utilisation de la carte d'évaluation biologique de la Belgique. Actes du Colloque phytosociologique XV (Phytosociologie et conservation de la nature), Strasbourg, 1987.
- [35] Ehrlich P.R., Conservation in temperate forests: what do we need to know and do?, *For. Ecol. Manage.* 85 (1996) 9–19.
- [36] Fahrig L., Gray M., Habitat patch connectivity and population survival, *Ecology* 66/6 (1985) 1763–1768.
- [37] Falinski J.B., Le Parc National de Bialowieza et le système intégral des espaces protégés en Pologne, *Rev. For. Fr.* 43 (1991) 190–205.
- [38] Ferris R., Humphrey J.W., A review of potential biodiversity indicators for application in British forests, *Forestry* 72/4 (1999) 313–328.
- [39] Finger-Strich A.S., Ghimire K.B., Travail, culture et nature – Le développement local dans le contexte des parcs nationaux et naturels régionaux de France, UNRISD, Éd. L'Harmattan, Paris et Montréal, 1997.
- [40] Forestry Commission, The UK Forestry Standard: The UK Government's approach to sustainable forestry, The Forestry Com., Edinburgh, 1998.
- [41] Frochot B., Roché J., Suivi de populations d'oiseaux nicheurs par la méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA), *Alauda* 58 (1990) 29–35.
- [42] Ghazoul J., Barriers to biodiversity conservation in forest certification, *Conserv. Biol.* 15/2 (2001) 315–317.
- [43] Goffart Ph., Gestion des milieux, entomofaune et réflexions sur la conservation de la nature, *Parcs et Réserves* 53/3 (1998) 12–16.
- [44] Goffart Ph., Quel avenir pour les papillons de jour en forêt wallonne ? Constat du déclin et mesures de restauration préconisées. Actes du colloque « La biodiversité en forêt wallonne », Gembloux (Belgique), 27–28 nov. 1997.
- [45] Hannerz M., Hanell B., Effects on the flora in Norway spruce forests of clearcutting and shelterwood cutting, *For. Ecol. Manage.* 90 (1997) 29–49.
- [46] Havet P., La faune sauvage des milieux forestiers : un patrimoine à protéger et à gérer, une ressource naturelle renouvelable à valoriser, *Rev. For. Fr.* 43 (1991) 35–39.
- [47] Helliwell D.R., The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain, *J. Biogeogr.* 3 (1976) 407–416.
- [48] Hermy M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J.E., An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation, *Biol. Conserv.* 91 (1999) 9–22.
- [49] Hunter M.L.H., Maintaining biodiversity in forest ecosystems, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1999.
- [50] Huston M.A., Biological Diversity, the coexistence of species in changing landscapes, Cambridge Univ. Press, 1998.
- [51] Huston M.A., Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals, *Oikos* 86 (1999) 393–401.
- [52] Kimmins J.P., Forest ecology, a foundation for sustainable management, Prentice-Hall, Upper Saddle River, USA, 1997.
- [53] Köhl M., Assessing and monitoring forest biodiversity in Switzerland and Germany. Report of the Swiss Fed. Inst. For Forest, Snow and Landscape Research. Inventory methods research group, Birmensdorf, Switzerland, 1996.
- [54] Koop H., Hilgen P., Forest dynamics and regeneration mosaic shifts in unexploited beech stands at Fontainebleau (France), *For. Ecol. Manage.* 20 (1987) 135–150.
- [55] Kotliar N.B., Wiens J.A., Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity [and the response of species], *Oikos* 59 (1990) 253–260.
- [56] Larsen B., Ecological stability of forests and sustainable silviculture, *For. Ecol. Manage.* 73 (1995) 85–96.
- [57] Laquerbe M., Richesse spécifique et phytomasse des sous-bois de peupleraies cultivées en bordure de Garonne (Sud-Ouest de la France), *Ann. For. Sci.* 57 (2000) 767–776.
- [58] Lebreton Ph., Biodiversité et écologie : quelques réflexions théoriques et pratiques, *Bulletin de la Société Linéenne de Lyon* 67/4 (1998) 86–94.
- [59] Lebrun Ph., La qualité de l'entomofaune forestière, de la théorie aux faits, in : Actes du Colloque « La bioqualité dans la gestion forestière », 12 sept. (1995, LLN (Belgique), Forêt Wallonne 39/40 (1999) 16–24.
- [60] Ledant J.P., Jacob J.P., Devillers P., Animaux menacés en Wallonie – Protégeons nos oiseaux, Duculot Éd., Namur, 1996.
- [61] Lemée G., Structure et dynamique de la hêtraie des réserves biologiques de la forêt de Fontainebleau : un cas de complexe climacique de forêt feuillue monospécifique tempérée, *Acta Oecol.*, 10/2 (1989) 155–174.
- [62] Lemée G., Évolution du paysage dans la forêt de Fontainebleau au cours des cinq derniers millénaires, *Bull. Ecol.* 21/4 (1990) 119–127.
- [63] M.A.F. Finland (Ministry of Agriculture and Forestry), Criteria and indicators for sustainable forest management in Finland, M.A.F., Helsinki, Finland, 1994.
- [64] Magurran A.E., Choosing and interpreting diversity measures, in: *Ecological diversity and its measurement*, Croom Helm, London, 1988.
- [65] Margules C.R., Conservation evaluation in practice, in: Usher M.B. (Ed.), *Wildlife conservation evaluation*, Chapman and Hall, London, 1986, pp. 297–314.
- [66] May R.M., *Stability and Complexity in Model Ecosystems*, Princeton Univ. Press, Princeton, 1973.
- [67] Meffe G.K., Carroll C.R., Management to meet conservation goals, in: *Principles of conservation biology*, Sinauer Ass., Massachusetts (1994) 307–335.

- [68] Melin E., La problématique du réseau écologique. Bases théoriques et perspectives d'une stratégie d'occupation et de gestion de l'espace, in : Actes du colloque « Le Réseau écologique », DGRNE/RW, 8-9 novembre 1995, Arquennes, Belgique, 1997.
- [69] Molfetas S., Blandin P., Quelques éléments de réflexion sur la notion d'indicateur écologique, in : Journées d'étude de l'association française des ingénieurs écologues, Grenoble, 13-14 novembre 1980, AFIE, Mainvilliers, 1980.
- [70] Mrosek T., Developing and testing a method for the analysis and assessment of multiple forest use from a forest conservation perspective, *For. Ecol. Manage.* 140 (2001) 65-74.
- [71] Nef L., Fonctions, gestion, évaluation de l'environnement, *Rev. Quest. Sci.* 148/2 (1977) 145-164.
- [72] Nef L., Considérations sur le choix des critères d'évaluation écologique. Note du Centre de Recherche en Biologie Forestière, Ghent, 1982.
- [73] Noirfalise A., Les stations forestières de Belgique, Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, 1984.
- [74] Noss R.F., Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach, *Conserv. Biol.* 4 (1990) 355-364.
- [75] OFFH, Serveur de l'Observatoire Faune-Flore-Habitats de la Région Wallonne : www.wallonie.be/dgrne/sibw, 2001.
- [76] Ooldeman R.A.A., *Forest: elements of sylvology*, Springer-Verlag, 1990, 623 p.
- [77] Paulenka J., Paule L. (Eds.), Conservation of forests in Central Europe, in: Proceedings of the WWF workshop held in Zvolen, July 7-9, 1994.
- [78] Peterken G.F., *Natural Woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*, Cambridge Univ. Press, 1996.
- [79] Peterken G.F., The concept of naturalness. Int. Congress "Naturalness and European Forests", Council of Europe, Strasbourg, Oct. 1997.
- [80] Peterken G.F., Francis J.L., Open spaces as habitats for vascular ground flora species in the woods of central Lincolnshire, UK. *Biol. Conserv.* 91 (1999) 55-72.
- [81] Quévy B., Picard L., Laffut J., Mathieu H., Pierrard J., Aménagement de la série du Coq de Bruyère, Commune de Gedinne (Belgique). Cantonement des Eaux et Forêts de Beau-raing, DNF, 1995.
- [82] Rameau J.C., Olivier L., La biodiversité forestière et sa préservation, intérêt patrimonial de la flore, de la végétation et des paysages forestiers, *Rev. For. Fr.* 43 (1991) 19-27.
- [83] Rameau J.C., Définition et évaluation de la qualité d'un écosystème forestier, in : Actes du Colloque « La bioqualité dans la gestion forestière », 12 sept. (1995, LLN (Belgique), Forêt Wallonne 39/40 (1995) 38-51.
- [84] Rameau J.C., Gauberville C., Drapier N., « Gestion forestière et diversité biologique : identification et gestion intégrée des habitats et des espèces d'intérêt communautaire », Éd. collective ENGREF-ONF-IDF, Paris, 2000.
- [85] Rothley K.D., Designing biosphere networks to satisfy multiple, conflicting demands, *Ecol. Appl.* 9/3 (1999) 741-750.
- [86] Rykiel E.J., Toward a definition of ecological disturbance, *Aust. J. Ecol.* 10 (1985) 361-365.
- [87] Schnitzler A., Prise en compte des cycles sylvigénétiques naturels pour une saine définition de la gestion conservatoire, l'exemple des basses Vosges gréseuses, *Dossiers de l'Environnement de l'INRA* 15 (1998) 57-77.
- [88] Smejkal G.M., Bindiu C., Visoiu-Smejkal D., *Banater Urwälder - Mirton Verlag*, Temeswar, 1995.
- [89] Solagro, Synthèse de la recherche d'indicateurs sylvo-environnementaux susceptibles d'être utilisés dans un outil de diagnostic, Rapport de convention ME-Solagro, Toulouse, 1999.
- [90] Spellenberg J.F., Sawyer J.W.D., Standards for biodiversity: a proposal based on biodiversity standards for forest plantations, *Biodiv. Conserv.* 5 (1996) 447-459.
- [91] Tilman D., The ecological consequence of changes in biodiversity: a search for general principles, *Ecology* 80/5 (1999) 1455-1474.
- [92] Trofymov J.A., Porter G.L. et al., Chronosequence for research into the effects of converting coastal British Columbia old-growth forests to managed forests: an establishment report. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Forest Ecosystem Processes Network. Pacific Forest Centre, Information Report BC-X-374, 1997.
- [93] Van den Meererschaut D., Vandekerkhove K., Development of a stand-scale Forest Biodiversity Index based on the State Forest Inventory, in: *Integrated Tools for Natural Resources Inventory in the 21st Century*, Actes Int. Conf. on Inventory and Monitoring of Forested Ecosystems, August 16-20, 1998, Boise, Idaho, USA, 1998.
- [94] Walter J.M.N., Bref aperçu du statut et de la dynamique des forêts anciennes et semi-naturelles d'Europe, *Rev. For. Fr.* 43 (1991) 173-181.
- [95] William B.L., Marcot B.G., Use of biodiversity indicators for analysing and managing forest landscapes. *Trans. 56th North-Am., Wildlife and Nat. Res. Conf.* (1991) 613-627.