

# Estimation de la quantité de réserves forestières nécessaires à la préservation de la biodiversité



*Au cours des années 90 il y a eu une forte tendance internationale pour assigner à la gestion forestière plusieurs objectifs autres que la simple production de bois. La politique forestière suédoise actuelle, comme celle de nombreux autres pays, définit explicitement l'objectif du maintien de la biodiversité : "toutes les espèces présentes naturellement doivent conserver des populations viables" (SOU 1992).*

Traditionnellement, cela a été réalisé en protégeant les forêts sous forme de réserves naturelles, de parcs nationaux et autres zones protégées.

Des idées nouvelles d'aménagement et des considérations environnementales ont changé les contenus de la boîte à outils de conservation de la biodiversité (cf. Angelstam & Pettersson 1997, Fries et al. 1997). Des contributions à la préservation de la biodiversité seront également apportées dans les forêts aménagées. Mais la protection traditionnelle des forêts restera l'une des pierres angulaires de la conservation à long terme de la biodiversité.

Dans l'idéal, les réseaux nés de la conservation des sites devraient assurer la viabilité de populations d'espèces y compris celles figurant parmi les plus exigeantes pour chaque type d'habitat forestier. Si la quantité de forêt non protégée est insuffisante, la restauration et la création d'habitats seront peut-être nécessaires pour atteindre les objectifs à long terme de la conservation de la biodiversité. Dans ce contexte de disparition rapide des forêts âgées elles-mêmes détentrices d'une biodiversité riche et menacée, la tâche immédiate consiste à évaluer les zones de conservation nécessaires aux différents écosystèmes forestiers et, dans le réseau forestier protégé à haute valeur conservatoire, les lacunes pour le maintien de populations d'espèces forestières viables. D'où le terme d'analyses des lacunes (Gap-analysis) (Scott et al. 1987, 1988, 1989, 1993, Iacobelli et al. 1995, Jennings 2000).

La surface forestière qui a été retenue en Suède sous forme de réserves régionales et de parcs nationaux n'est pas représentative des différents types de forêt suédoise (Nisson & Götmark 1992). Bien que 43% des conifères subalpins soient protégés, moins de 2% des forêts boréales et environ 0,5% des

forêts les plus méridionales sont mises en réserve à des fins de conservation de la biodiversité (Naturvårdsverket 1997).

Suite à un débat au parlement suédois en 1996, une enquête a été menée pour évaluer le besoin de réserves forestières supplémentaires (SOU 1997). Dans le cadre de cette enquête, il nous a été demandé d'effectuer une analyse de la quantité de forêt à protéger dans les réserves d'état pour conserver la viabilité de populations d'espèces présentes dans différents types de la forêt suédoise (Angelstam & Andersson 1997, 2001). Le but du présent article est de présenter un essai de quantification des objectifs de protection forestière et d'identifier les lacunes les plus importantes dans cette dernière à l'échelle des régions biogéographiques en Suède.

## MATÉRIAUX ET MÉTHODES

La définition explicite de l'objectif de biodiversité dans la politique forestière suédoise, à savoir que les populations viables de toutes les espèces présentes naturellement doivent être maintenues, rend possible l'utilisation des connaissances de la biologie de la conservation et de l'écologie des paysages pour développer une logique de base pour l'évaluation des besoins de réserve forestière.

Selon Angelstam & Andersson (1997:23ff.), un modèle idéal doit comprendre les éléments suivants :

- 1.** Définition de régions biogéographiques appropriées pour les écosystèmes forestiers.
- 2.** Définition des différents types de forêt en fonction de facteurs édaphiques et historiques et leur répartition dans les régions biogéographiques.
- 3.** Connaissance pour chaque type de forêt de la variation dynamique de sa composition en essences ligneuses, de sa structure, ses classes d'âge, sa biodiversité associée, l'ensemble formant des habitats forestiers différents.
- 4 a.** Estimation de la répartition historique et potentielle de chaque habitat forestier. A condition que la présence de différentes espèces d'arbres sur différents types de sites soit suffisamment bien connue, l'estimation peut se faire en utilisant les informations sur la répartition des types de site à l'intérieur du paysage (cf. Arnborg 1945, 1990, Ellenberg 1996).
- 4 b.** Signalement de la transformation dans le passé de divers habitats forestiers en habitats non forestiers.

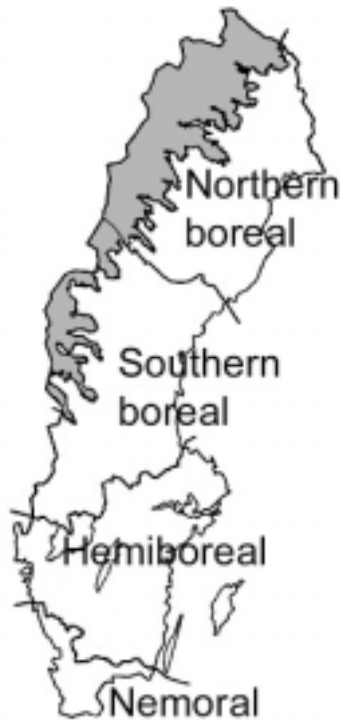


FIG. 1

5. Connaissance de la quantité qu'il reste de chaque habitat forestier dans le paysage.
6. Définition d'un niveau de base pour la biodiversité.
7. Connaissance des aires minimales des différents habitats forestiers nécessaires pour maintenir les populations viables. Cette connaissance devrait se fonder sur une connaissance précise des besoins quantitatifs en espèces les plus demandeuses d'espace pour chaque habitat forestiers (par ex. les ombellifères ; selon Simberloff 1998, Caro & O'Doherty 1999).
8. Connaissance de l'ampleur de la protection de chaque habitat.
9. Il est nécessaire de savoir dans quelle mesure les différents régimes de gestion peuvent reproduire les conditions caractéristiques des différents habitats forestiers. Les conditions produites constamment par la gestion normale de la forêt, y compris la nouvelle pratique en sylviculture de prise en compte de la conservation, ne devraient pas faire obstacle aux efforts de protection.
10. La soustraction de la surface des différents habitats forestiers requis pour la conservation à long terme de la biodiversité (point 7) par l'aire déjà protégée pour chaque habitat (point 8) et la superficie d'habitats produite par les forêts aménagées (point 9) donne la quantité de forêt qui est à protéger.
11. Une estimation de la surface de chaque habitat forestier nécessitant une restauration et/ou une récréation. Elle s'impose si l'aire minimale pour la conservation d'un habitat forestier n'est pas atteinte parmi les surfaces boisées de la région.

La technique ci-dessus est étroitement liée au concept d'analyse des lacunes (cf. Scott et al. 1987,

Jennings 2000), mais elle comporte également l'aspect sécurisation des populations viables des espèces les plus exigeantes de chaque habitat forestier. Si nécessaire, une restauration ou une récréation des habitats peut être requise pour combler les vides entre l'objectif long à terme de conservation de la biodiversité et la zone actuelle de forêt à valeur conservatoire.

### Régions forestières biogéographiques

Latitude et altitude sont deux facteurs de base affectant l'organisme et la biodiversité écologique (selon Harper & Hawksworth 1995). S'étendant en latitude entre le 55ème et le 69ème parallèle, la Suède a une période de végétation qui varie plus de deux fois du nord (<100 jours) au sud (>200jours). En outre, des vents de sud-ouest dominants et des altitudes plus élevées au nord-ouest qu'à l'est produisent des gradients distincts dans le climat et des régimes potentiels de perturbations naturelles (cf. Ångström 1974, Granström 1993, Angelstam 1998a).

Par les effets qu'elles exercent sur les sols, l'accessibilité aux nutriments, le climat, ainsi que l'altitude et la latitude ont influencé profondément l'aptitude du pays à un développement agricole et par voie de conséquence l'extension du défrichement de la forêt historique (Selander 1957, anonyme 1965).

Afin de stratifier la Suède en différentes régions compatibles avec les principaux types de végétation naturelle potentielle (Sjörs 1956, Jahn 1991, Pålsson 1998, Engelmark & Hytteborn 1999) et les régions administratives, la division suivante a été faite du sud au nord (voir Figure 1) :

- Forêt némorale : forêt caducifoliée : *Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Ulmus spp.* et *Fraxinus excelsior*.
- Forêt hémiboréale : zone de transition avec forêt mélangée de feuillus et de conifères.
- Forêt boréale méridionale et septentrionale : dans cette étude, la vaste ceinture de forêt boréale, comportant *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Betula spp.* et *Populus tremula*, a été divisée en une partie nord et une partie sud.
- Forêt subalpine : forêt boréale à taux de croissance lent et soumise à une législation d'aménagement spéciale, comme défini géographiquement dans SKSFS 1997.

Cette étude ne prend en compte que le thème de la biodiversité des forêts productives, excluant par exemple les forêts subalpines largement improductives, dont 43 étaient protégés en 1997. Des zones protégées pouvant être créées et entretenues pour un certain nombre d'autres raisons telles la récréation ou la valeur culturelle, nous ne nous exprimons pas sur le trop ou le trop peu de ces 43.

### Typologie forestière

La diversité des types de forêts dans un paysage est déterminée par la variation des facteurs abiotiques, biotiques et des perturbations. Notre but était de nous appuyer le plus possible sur les données de l'enquête nationale sur la forêt pour prédire la surface de chaque type de végétation forestière. Il a été

**TABLEAU I. DESCRIPTION DE 14 TYPES DE FORÊT EN SUÈDE** comme défini pour l'analyse (voir Angelstam 1998 a, b, Dahl 1998, Pålsson 1998, Sclander 1957, Sjörs 1956, 1971) ; voir figure 1 pour référence à la répartition géographique approximative des différents types de forêt.

Environnement forestier	Description
<b>Succession boréale</b> (présente dans toute la zone boréale ainsi que dans la zone hémiboréale)	La succession peut être provoquée par le feu, l'eau ou le vent ainsi que par l'abandon de terrains éclaircis. Les étapes types de développement de succession sont : des brûlis récents, une phase de feuillus où les sapins remplacent progressivement les vieux arbres (Arnborg 1945, 1990, Fries et al. 1997, Angelstam 1997, 1998 a, b)
<b>Forêt humide boréale avec une dynamique des trouées</b> (toute la zone boréale ainsi que la zone hémiboréale)	inondation et nappe phréatique haute en sont les caractéristiques. La strate arborée est dominée par des espèces supportant l'ombre (sapin[picea abies]), mais elle peut comporter une quantité considérable de feuillus dans des trouées ou sur ses bords (cf. Kuuluvainen 1994).
<b>Forêt de pin boréale</b> (toutes les zones biogéographiques)	peuplement comportant plusieurs classes d'âge d'arbres vivants ou morts. Une dynamique naturelle de feux fréquents de faible intensité sur des sites secs (cf. Sannikov et Goldammer 1996) maintient ce type.
<b>Succession némorale</b> (zones hémiboréale et némorale)	la régénération a lieu dans les vides créés par la chute de grands arbres ou de groupes d'arbres. Le vent ou une nappe phréatique haute peuvent à l'occasion déclencher la succession sur de vastes zones (cf. Jahn 1991).
<b>Forêt humide némorale avec dynamique de trouée</b> (zones hémiboréale et némorale)	La régénération s'installe dans des trouées créées par la chute de gros individus ou de groupes d'arbres. Parfois la tempête ou un niveau haut de nappe phréatique génère cette dynamique sur des surfaces importantes (e.g. Jahn 1991).
<b>Forêt de chênes</b> (zones hémiboréale et némorale)	les chênes peuvent être les pionniers de la succession à la suite de perturbations naturelles ou d'origine humaine et régénérer des peuplements plus ou moins fermés (cf. Jahn 1991).
<b>Forêt de hêtres</b> (zones hémiboréale et némorale)	une hêtraie naturelle franche est l'indication d'une dynamique de phase de vides mais peut avoir un développement de succession à la suite de perturbations à grande échelle telles les tempêtes de vent (cf. Jahn 1991, Ellenberg 1996).
<b>Forêt de frênes et d'ormes et forêt d'autres feuillus</b> (zones hémiboréale et némorale)	principalement dans une dynamique de phase de vides, mais peuvent aussi avoir un développement de succession à la suite de perturbations à grande échelle telles le vent ou l'abandon du terrain (cf. Jahn 1991, Ellenberg 1996).
<b>Forêt d'aunles gris</b> (toutes zones sauf zone némorale)	succession primaire sur terrains agricoles à l'abandon, zones de soulèvement post-glaciaire le long de la côte, dans des deltas et le long de rivières sinueuses.
<b>Forêt déterminée par la topographie</b> (toutes les zones biogéographiques)	la présence de puits, cascades et falaises abruptes fournit souvent des conditions microclimatiques uniques et stables.
<b>Forêt de conifères avec tilleuls</b> (localement)	des sols et/ou sous-sols riches en tilleuls fournissent des conditions microclimatiques uniques et stables.
<b>Forêt sableuse de conifères</b> (localement)	la présence de sols sableux profonds (dunes) fournit des conditions microclimatiques uniques et stables.
<b>Zones boisées ouvertes</b> (toutes les zones biogéographiques)	les types comportent des pâtures et des prairies boisées avec bouleaux, trembles, saules et sorbiers. Un facteur clé du maintien de la biodiversité de la forêt : la présence de vieux grands arbres comportant des creux et de nombreuses branches mortes dans leur canopée. Voir Ellenberg 1996, Peterken 1996, Rackham 1976, Mikusinski et Angelstam 1999, Sarlöv-Herlin 1999.
<b>Zone forestière non boisée</b> (toutes les zones biogéographiques)	à la suite d'un pâturage intensif (cf. landes à bruyère).

également décidé d'utiliser aussi peu de types d'habitats forestiers que possible parmi la littérature phytoécologique suédoise, connue des aménageurs. Nous nous sommes servis en outre de la base de données du conseil national de sylviculture concernant les propriétés privées.

Nous avons passé en revue les régimes de perturbation en Suède ainsi que les données topographiques et agricoles ; ce qui nous a permis de définir 14 types de forêt différents (**Tableau 1**).

### Régimes de perturbation

Différentes combinaisons de ces facteurs agissant sur les grands traits du paysage créent des régimes caractéristiques de perturbation naturelle (sensu Pyne 1984, Pickett & White 1985). Les régimes de perturbation varient sur un continuum allant de perturbations à grande échelle de type incendie, vent, inondation et invasion d'insectes à des perturbations à petite échelle ou localisées, de type formation de vides provoquée par des champignons ou des insectes. Les régimes de perturbation peuvent aussi différer selon l'intensité et la fréquence de la perturba-

tion. Dans notre analyse suédoise, nous avons utilisé la description simplifiée suivante :

**A. Développement de succession végétale à la suite de perturbations à grande échelle.** Les perturbations à grande échelle de type incendie ou vent génèrent une dynamique végétale, permettant aux forêts de se régénérer simultanément sur de vastes zones. Des exemples de divers stades de succession sont fournis par les incendies récents avec leurs jeunes peuplements de conifères mélangés ou non à des feuillus et des peuplements forestiers anciens (cf. Angelstam 1998a, b). En raison de l'hétérogénéité spatiale et temporelle des perturbations, la complexité structurelle de classes d'âge dans un paysage augmente avec l'âge (Johnson 1992). Considérées sur de plus longues plages de temps, les étapes de succession sont généralement éphémères pour un site particulier. Pour perdurer dans le paysage, les espèces doivent être capables de dispersion à partir de zones dont l'habitat est adéquat mais en voie de détérioration, afin de coloniser de nouveaux sites où les conditions d'habitat sont bonnes ou en voie d'amélioration.

Dans notre analyse nous supposons que l'éclaircie avec réserve peut reproduire les conditions écologiques que l'on trouve dans les stades de succession plus jeunes ; mais que les stades de succession plus anciens sont incompatibles avec l'aménagement forestier.

Les peuplements régénérés naturellement dans les stades de succession après perturbation sont normalement riches en feuillus sur ces types de site. De tels habitats ont décliné de manière sévère dans les forêts exploitées.

**B. Dynamique des cohortes.** Dans la zone boréale, les forêts naturelles de pins sylvestres sont caractérisées par de fréquents incendies de faible intensité qui produisent des peuplements d'arbres de classes d'âge diverses, avec un apport continu de bois mort à différents stades de décomposition. (cf. Sannikov & Godammer 1996). Une forêt de ce type ressemble à un parc. Les chênaies brûlées et/ou pâturées du paysage ancien suédois à canopée plus ou moins dense montrent une dynamique semblable (cf. Ellenberg 1996). S'il y a une faible pression de pâturage, la régénération des arbres est possible et une nouvelle cohorte d'arbres se forme. Ce type de dynamique peut, à une vaste échelle, être reproduit dans l'aménagement forestier à nombreuses réserves d'arbres et de bois mort ainsi que l'utilisation de l'incendie comme outil de gestion de la biodiversité.

**C. Dynamique des trouées.** En l'absence de perturbations à grande échelle telles l'incendie, le vent ou l'invasion d'insectes, de jeunes arbres tolérant l'ombre se régénèrent dans de petites ouvertures, et des vides apparaissent au fur et à mesure que tombent de grands arbres ou de petits groupes d'arbres (Jahn 1991, Kuuluvainen 1994). Dans les paysages naturellement dynamiques, les peuplements de ce type se présentent habituellement sous forme de corridors, de réseaux ou de bouquets sur les sites humides du paysage. Ces forêts bénéficient d'un microclimat relativement humide et stable et fournissent en continu du bois mort à ses différents stades de décomposition. Ce type de forêt dynamique est plus difficile à reproduire en aménagement que la dynamique de succession ou de cohorte. Nous en concluons qu'une dynamique de phases pionnière à plus grande échelle requiert le statut de réserve pour la forêt.

**D. Types de forêt déterminés par des facteurs abiotiques locaux.** Sols riches en calcaire, nappes phréatiques affleurantes, ravins et falaises abruptes fournissent souvent des conditions microclimatiques uniques et stables.

**E. Perturbations anthropiques.** L'activité humaine a provoqué une réduction et une fragmentation dramatiques de la forêt primitive (Mayer 1984, Mantel 1990, Hannah et al. 1995). Cependant, pour assurer la nourriture hivernale et estivale des vaches, moutons et autres animaux domestiques, la terre a été aménagée par le feu, le fauchage, l'éclaircissage, l'épêtage et l'inondation (cf. Kirby & Watkins 1998). Au cours de périodes d'exploitation inadaptée, d'instabilité politique ou de guerre, le paysage a subi soit de graves perturbations soit l'abandon. A partir de

l'intensification de l'agriculture et de la sylviculture, la biodiversité dans les pâtures et les prairies boisées a diminué par perte de diversité structurelle (cf. Tucker & Evans 1997). La double nécessité de mettre de telles zones en réserve et de les gérer de manière spécifique rend ce type de dynamique particulièrement difficile à maintenir.

Chacun des 14 types forestiers ont été différenciés en habitats forestiers suivant les classes d'âge et la nature des espèces de feuillus présentes.

### Types de forêts et leur passé

La connaissance de la topographie, de l'étude des sols, du sous-sol, de l'hydrologie et du climat (cf. Ellenberg 1996, Hägglund & Lundmark 1977) renseigne sur la répartition des types de site. Elle permet également d'évaluer la répartition passée des différentes combinaisons d'espèces d'arbres et de régimes de perturbation (cf. Arnborg 1945, 1990 Angelstam 1998a, b). Pour évaluer l'importance relative de différents stades de succession boréale, nous avons utilisé les renseignements fournis par Johnson (1992) et Sannikov & Goldammer (1996), confirmés ultérieurement pour la Suède par Niklasson (1999). La présence potentielle de différents types de forêt dans le paysage forestier restant a été calculée en utilisant les données fournies sur les types de sites par l'enquête nationale sur la sylviculture et la base de données du conseil national de la sylviculture sur les propriétés privées.

### Perte d'espaces forestiers. Que reste-t-il ?

En supposant que les seuils pour la persistance à long terme des métapopulations sont valables en général, il est important d'évaluer dans quelles proportions il y a déjà eu perte d'habitats. Si celle-ci s'avère considérable, l'urgence de protéger l'habitat forestier restant à valeur conservatoire élevée est accrue d'autant. (cf. Pressey et al. 1996). A cette fin nous avons pris en considération la perte antérieure de paysage forestier en évaluant la perte historique des différents habitats forestiers. Enfin, nous avons également essayé de prendre en compte les changements historiques dans la composition des espèces arborées (cf. Larsson 1983, Björse & Bradshaw 1998, Björse 2000). Par exemple, nous avons considéré les terres agricoles plantées de sapins hors de leur limite méridionale naturelle comme une régression de la zone forestière authentique. De la même manière, nous avons évalué le déclin de la forêt de chênes dans les régions hémiboréale et némorale, sur la base de données historiques sur la composition des essences forestières.

Pour évaluer l'importance des forêts qui ont été transformées en zones non forestières, nous avons utilisé les données de 1996 de l'enquête nationale sur la forêt, définissant la forêt en tant que terrain forestier, forêt subalpine de conifères, affleurements rocheux et autres obstacles. La forêt éclaircie incluait à la fois les terrains herbeux (pâturages et lignes électriques) et les terrains fortement anthropisés (terre agricole, zones urbaines et infrastructure humaine).

Pour illustrer les tendances du déclin de la zone forestière en altitude et en latitude, nous avons stratifié la Suède selon les régions biogéographiques de la **Figure 1**, à des intervalles altitudinaux de 100, 200, 400 m au dessus du niveau de la mer.

#### **Que reste-t-il de chaque habitat forestier ?**

Pour illustrer les tendances du déclin de la zone forestière en altitude et en latitude, nous avons stratifié la Suède selon les régions biogéographiques de la **Figure 1**, à des intervalles altitudinaux de 100, 200, 400 m au dessus du niveau de la mer.

#### **Que reste-t-il de chaque habitat forestier ?**

En utilisant les données de l'enquête nationale sur la sylviculture et en partie la base de données sur les propriétés privées du conseil national de la sylviculture, on a calculé la fréquence potentielle des différents habitats forestiers dans le paysage forestier actuel. Des données sur les types de site mais aussi sur l'âge, la composition en arbres et les strates arbustives ont servi à répartir les forêts suédoise en 14 types avec leurs habitats respectifs (pour les détails voir Angelstam & Anderson 1997: appendix B:2).

#### **Quelle est le niveau de base pour la biodiversité forestière en Suède ?**

Les deux zones de végétation némorale et hémiboréale peuvent être caractérisées par des paysages culturels dotés d'une longue histoire agricole comprenant les prairies boisées, les forêts pâturées et tous les stades intermédiaires (Selander 1957, Jokipii 1987, Berglund 1991, Angelstam 1997). Ce type de paysage a fini par disparaître au cours du 19<sup>ème</sup> siècle et dans la première moitié du 20<sup>ème</sup>, après le lancement d'une série de réformes agraires destinées à encourager des formes plus intensives d'exploitation agricole. A l'exception de quelques régions d'exploitation forestière locale intensive (cf. Wieslander 1936), la forêt boréale n'a vu s'intensifier son exploitation que depuis 150 ans environ avec extension progressive à l'intérieur de la Suède septentrionale (cf. Angelstam 1997, Esseen et al. 1997). Etant donné que les zones de végétation déterminées par le climat sont restées stables au cours du millénaire passé (Björse & Bradshaw 1998, Björse 2000), nous nous sommes servi de la situation en Suède d'il y a 150-200 ans comme niveau de base pour discuter de la perte historique et de l'altération d'habitats abritant la biodiversité.

#### **Seuils de survie des habitats**

La connectivité fonctionnelle est un concept qui inclut à la fois la configuration spatiale des habitats et les traits historiques de la vie des populations d'espèces (cf. Forman 1995). Une connectivité spatio-temporelle suffisante pour les peuplements d'un habitat forestier particulier est un prérequis primordial pour le maintien de la viabilité de populations d'espèces spécifiques à cet habitat (cf. Tilman & Kareiva 1997, Jansson & Angelstam 1999). Modèles théoriques et données empiriques suggèrent ensemble l'existence de seuils dans la réponse d'une espèce à la perte d'habitats à l'échelle du paysage (cf. Franklin & Forman 1987, Bascombe & Soulé 1996, Tilman & Kareiva 1997, With et al. 1997). Les données

sur les effets des pertes d'habitats sur les populations au niveau du paysage (Rolstad & Wegge 1987, 1989, Andrén 1994, Carlson & Stenberg 1994, Jansson & Angelstam 1999) s'inscrivent dans une fourchette de 10-30% de la couverture d'origine. Conscients de la nature approximative de ces chiffres, nous nous sommes basés pour nos calculs sur un pourcentage de 20 comme valeur-seuil critique.

#### **Quelle est l'importance de la protection actuelle ?**

Les données concernant l'étendue des forêts protégées proviennent de l'agence suédoise pour la protection de l'environnement. En raison du peu d'information existant dans les espaces protégés suédois, l'identification des différents types forestiers protégés s'est avéré très difficile et il a fallu des études complémentaires pour certains types forestiers.

#### **Régime d'exploitation et habitats forestiers en forêt exploitée**

Une idée généralement répandue est qu'une reproduction acceptable des régimes de perturbation rencontrés dans les paysages de forêt naturelle peut servir de ligne directrice d'exploitation. En Finlande ont été mises au point des méthodes d'exploitation forestière visant à reproduire la dynamique naturelle des forêts boréales (Rülcker et al. 1994, Badshaw et al. 1994, Fries et al. 1997, Angelstam 1997, 1998a, ba, Niemelä 1999). En conséquence, au cours des changements des années 90 en matière d'exploitation forestière, ces méthodes ont amélioré la qualité des peuplements dans les coupes et dans les jeunes forêts des réserves. Il est donc important que les bénéfices potentiels à long terme de ces changements sur la biodiversité soient également pris en compte dans la conception et l'exploitation de réserves forestières.

En bref, le nouveau système d'exploitation des forêts productives est fondé sur une exploitation différenciée en quatre types d'objectifs (classes d'objectifs). Tous les peuplements des nouveaux plans de sylviculture répondent à l'un de ces objectifs (classe d'objectifs).

Le premier d'entre eux est la production avec prise en compte générale de la biodiversité. Ce type d'exploitation prédomine largement et couvre les forêts dont la vocation principale est la production.

Le deuxième type combine production et biodiversité sur un meilleur plan d'égalité.

Deux autres types d'exploitation, enfin, ont pour but ultime la conservation de la biodiversité : un régime d'exploitation où les peuplements se développent librement et un régime dans lequel sont mises en place quelques actions visant uniquement à promouvoir la biodiversité.

Pour les habitats forestiers où une exploitation normale suffit à maintenir la biodiversité, il n'est pas besoin de créer des réserves (incendies récents et jeunes forêts, par exemple).

Pour les habitats qui nécessitent plus d'attention (stades de succession de pins sylvestres et dynamique de cohorte), un type d'exploitation à objectifs combinés devrait suffire s'il est mis en oeuvre correctement ; la constitution de réserves ne devrait

donc pas être nécessaire.

Par contre, le statut de réserve s'impose pour les habitats pour lesquels l'objectif exclusif est la conservation de la biodiversité.

Pour les stades de succession plus vieux que l'âge maximum de l'ultime récolte (par ex. les dernières successions de feuillus et la forêt primitive) ainsi que pour ceux présentant une dynamique de phases pionnières, le type d'exploitation libre (développement libre) est souvent celui qui convient le mieux.

L'objectif le plus exigeant s'applique aux cas où il est nécessaire à la fois de constituer des réserves et de mettre en place des actions coûteuses (par ex. habitats de paysages culturels tels que pâtures boisées ainsi que successions némorales après abandon de types d'exploitation agricole historiques).

#### Quelle est l'importance de la protection nécessaire pour chaque habitat forestier ?

Un certain nombre de mesures ont été prises pour évaluer quantitativement les types de forêt qui requièrent un statut de réserve (pour les détails voir Angelstam & Andersson 1997 : appendix A et Tabme 3). Nous avons d'abord utilisé les informations disponibles sur le seuil critique de perte d'habitat pour le maintien de la métapopulation, afin d'évaluer la proportion de chaque habitat requise pour la survie à long terme de populations viables des espèces présentes dans cet habitat spécifique. Cette valeur-seuil (fixée à 20) a été appliquée à chaque zone d'habitat (étape A). L'étape B a consisté à faire la somme des régimes de perturbation de chaque type de forêt et à les analyser pour comprendre dans quelles proportions divers types de perturbations internes et externes affectent leur dynamique particulière. Quand une exploitation standard a été jugée capable de reproduire la composition et la structure de l'habitat, comme dans les jeunes stades de succession, par exemple, un besoin de protection n'a

pas paru nécessaire.

La surface résultante constitue le besoin à long terme de protection de la forêt (i.e. A-B). Cet objectif à long terme chiffré a été ensuite décomposé en cinq catégories (de C à G, **Tableau 3**) : ce chiffre a, dans un premier temps été réduit par la superficie des forêts déjà protégées (étape C). Puis une estimation des effets positifs sur la biodiversité des nouveaux régimes d'exploitation apparemment correcte a de nouveau réduit l'objectif à long terme. Pour déterminer dans quelle mesure une modification de l'exploitation peut reproduire un régime de perturbation naturelle (cf. Rülcker et al. 1994, Fries et al. 1997), nous avons procédé à une compilation des expériences des exploitants et des scientifiques. Quand la reproduction est apparue comme possible, une réduction proportionnelle du besoin de protection en a découlé (étape D).

#### Quelle surface doit être restaurée ou recréée ?

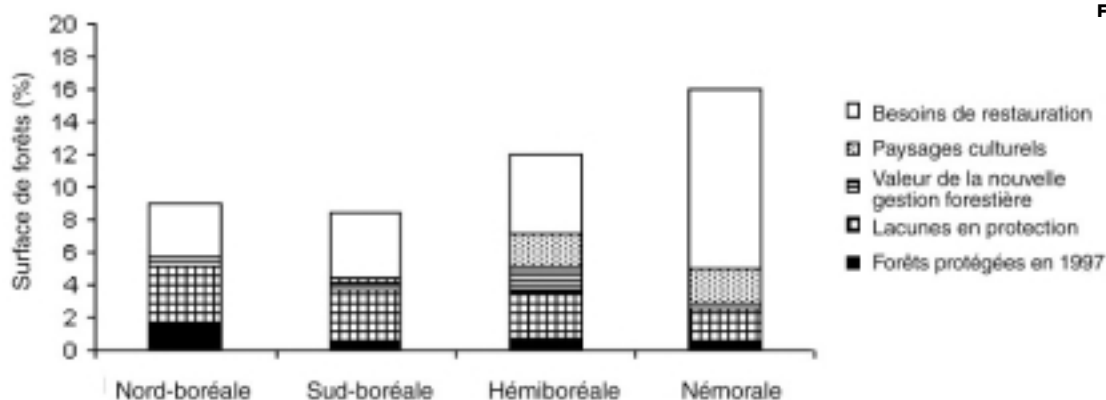
La différence entre la zone qui contribue déjà au maintien de la biodiversité, estimée aux étapes C et D (**Tableau 3**) et les forêts non protégées à haute valeur conservatoire existantes selon les données de l'enquête nationale sur la sylviculture (étape E) et les habitats des paysages culturels (étape F) ont permis une estimation du besoin de restauration pour l'habitat (étape G).

En raison de l'insuffisance des données officielles sur les différents habitats forestiers et de la connaissance imparfaite des besoins tant qualitatifs que quantitatifs pour le maintien de la viabilité à long terme de diverses espèces d'ombellifères représentatives de divers habitats forestiers, cette approche idéale ne peut dans la réalité être totalement respectée à moins d'une simplification considérable. En dépit de ces limitations, nous avons tenté un essai sur la base des connaissances dont nous pouvions disposer.

**TABLEAU 2. EXTENSION DES DIFFÉRENTES RÉGIONS BIOGÉOGRAPHIQUES QUI ONT ÉTÉ TRANSMÉES EN PRAIRIES, CULTURES OU URBANISÉES ET LEUR TRANCHE ALTITUDINALE EXPRIMÉE EN POURCENTAGE DU TERRITOIRE.**

Région	<100 m	100-200 m	200-400 m	>400 m	Total
Subalpine	-	-	1.0	0	0.5
Nord-boréale	14.6	4.0	2.4	1.8	4.4
Sud-boréale	30.2	14.7	4.2	2.0	8.1
Hémiboréale	38.8	19.0	15.7	-	29.2
Nemorale	61.5	21.1	-	-	49.2

Graphique décrivant les différentes composantes du besoin à long terme de protection de la forêt en Suède (cf. Tableau 3). Les divergences par rapport au seuil des 20 s'expliquent par les différences des régimes de perturbation et les différences d'appréciation de la capacité de la forêt habituelle à les surmonter.



**FIG. 2**

Nous insistons ici sur la logique des calculs plutôt que sur la nature approximative des résultats chiffrés. Pour les détails complets de tous les aspects techniques de ces calculs et leurs nécessaires simplifications, se reporter à Angelstam & Andersson (1997).

## RÉSULTATS

**Perte de forêt.** En Suède, la perte relative d'espaces forestiers au profit d'autres exploitations de type agricole, urbain et infrastructure humaine est clairement corrélée à l'altitude et à la latitude (**Tableau 2**). Le cas le plus extrême se trouve à basse altitude dans la région némorale, dans laquelle la perte est estimée à 60%. D'une manière générale, dans la Suède méridionale, en dessous de 200 m au dessus du niveau de la mer, 25 % environ de la couverture de forêt originelle a disparu au profit d'autres types de couverture.

### Besoins en réserve forestière

Le besoin à long terme en réserve forestière pour le maintien des espèces les plus exigeantes a été estimé à 9% de la forêt dans la région boréale sep-

court terme proposés au **Tableau 3** et à la **Figure 2** ne représentent que les habitats pour la protection desquels est recommandé l'usage des nouvelles méthodes d'aménagement plus respectueuses de l'environnement, employées dans le cadre du nouveau modèle suédois pour la conservation de la biodiversité.

Nous avons également évalué la surface qui n'aura pas besoin d'être protégée si ces méthodes sont pleinement appliquées et avec succès. Elle s'élève en moyenne à 27% de l'objectif court terme. Le maintien en Suède méridionale du paysage culturel arboré apparaît comme aussi important que la protection des habitats forestiers.

### Besoins en restauration et récréation des habitats forestiers

Le fossé considérable existant entre les objectifs de protection à long terme d'un côté et la contribution de nouvelles méthodes d'aménagement et les habitats à protéger de l'autre (**lignes D et E du Tableau 3**) suggère deux réflexions. La première est qu'il est urgent que l'on augmente la quantité de forêt à protéger pour y inclure les forêts à haute valeur patri-

**TABLEAU 3.**  
**RÉSULTATS DE L'ANALYSE DES VIDES DANS LA PROTECTION DES ZONES DE CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ DES FORÊTS EN SUÈDE**

(d'après Angelstam et Andersson 1997).

A partir de la valeur seuil de 20 (ligne **A**) pour l'habitat théorique choisi est soustraite (ligne **B**) la somme des différents habitats forestiers qui peuvent être entretenus en sylviculture classique. Ce (**A-B**) donne l'objectif à long terme pour la protection de la forêt qui se compose de la zone protégée existante (**C**); les effets positifs d'une compatibilité totale avec les pratiques courantes de gestion de la biodiversité telles que considérations sur les peuplements et planification écologique du paysage (**D**), les habitats forestiers non protégés existants dont la dynamique n'est compatible ni avec une gestion forestière normale ni avec une gestion de conservation de la nature (**E**) et les habitats de paysages culturels (**F**). La dernière ligne (**G**) représente les besoins de restauration d'habitats forestiers en vue des objectifs à long terme. Comme indiqué dans le tableau ci-dessous, la précision apparente des chiffres varie considérablement (représente les chiffres les moins précis, les gras, les plus précis).

	Nord-boréale	Sud-boréale	Hemiboréale	Némorale
<b>Surface de la zone (en km)</b>	<b>61,000</b>	<b>85,900</b>	<b>62,900</b>	<b>9,100</b>
<b>A</b> Estimation de la valeur seuil de l'habitat (%)	≈ 20	≈ 20	≈ 20	≈ 20
<b>B</b> Habitats forestier sans besoin de réserve (%)	≈ 11	≈ 12	≈ 8	≈ 4
<b>A-B</b> Objectif à long terme (%)	≈ 9	≈ 8	≈ 12	≈ 16
Arrêt de l'objectif à long terme :				
<b>C</b> Surface protégée en 1997 (%)	1.6	0.4	0.7	0.6
<b>D</b> Réduction du besoin de protection de forêts due à l'application idéale de la prise en compte de la nature en gestion forestière. (%)	≈ 0.7	≈ 0.5	≈ 2	≈ 0
<b>E</b> Objectif à court terme pour la création de réserves (%)	3.5	3.3	2.9	1.9
<b>F</b> Habitats de paysages culturels (%)	0	0.3	1.9	2.2
<b>G</b> Besoins pour la restauration (%)	≈ 3	≈ 4	≈ 5	≈ 11

tentrionale et jusqu'à 16% dans la région némorale méridionale (**Tableau 3**). Nous avons estimé à 3% la quantité de forêts non protégées restantes présentant des caractéristiques incompatibles avec la pratique actuelle de la sylviculture, soit 700 000 ha pour la Suède dans ensemble. Le Tableau 3 montre nettement un gradient nord-sud allant de 3,5% dans le nord de la zone forestière boréale à 1,9% dans la zone némorale. Les besoins de réserve naturelle à

## DISCUSSION

moniales existantes; la seconde est que la protection seule est insuffisante pour atteindre les objectifs de conservation de la biodiversité. La longue histoire des changements intervenus dans l'exploitation paysagère des 150-200 dernières années entraîne ainsi un besoin de restauration substantielle de l'écosystème forestier. En raison de différences régionales

quant à l'étendue des changements intervenus par le passé, ce besoin augmente de la forêt nord-boréale (3 %) à la forêt némorale (11 %).

#### Nécessité d'une meilleure connaissance

A notre connaissance, cette étude constitue la première tentative d'inclure dans l'estimation des besoins de protection à la fois (1) ceux concernant la quantité d'habitat au niveau du paysage pour des espèces spécifiques exigeant de l'espace, (2) les régimes potentiels de perturbation naturelle et culturelle et (3) la prise en considération des bénéfices que tirerait la biodiversité d'un aménagement plus écologique de l'environnement des réserves.

Les résultats montrent clairement deux tendances pour l'environnement forestier suédois indépendantes des valeurs absolues des résultats chiffrés du **Tableau 3**. Dans les régions du nord de la Suède dont l'histoire agricole est relativement récente, il y a plus matière à protection que dans les régions du sud à vocation agricole plus ancienne. Dans les régions où la composition des types forestiers est dominée par ceux difficiles à reproduire dans les conditions actuelles de sylviculture (cf. dynamique des lacunes), les besoins de protection sont supérieurs à ceux de forêts dont la dynamique consiste en des stades de succession différents avec des peuplements plus ou moins homogènes en âge. Il y a par conséquent un besoin considérable de restauration dans le sud de la Suède. Ceci est dû à la fois à sa longue histoire de perte d'habitat par le défrichement agricole et par diverses activités humaines, et du fait de la dynamique authentique des forêts, plus difficile à reproduire. Cela correspond aussi à une situation plus grave quant à la menace qui pèse sur les espèces présentes dans la Suède méridionale (Gårdenfors 2000).

Certaines suppositions critiques de notre étude doivent cependant être évaluées et précisées. Tout d'abord, la connaissance des dynamiques authentiques des différents types de forêt est hautement variable. En général, plus l'histoire de l'exploitation est longue plus il devient difficile de trouver des zones de référence adéquates (cf. Ellenberg 1996, Peterken 1996). Hannah et al. (1995) ont estimé la portion de forêts non exploitées qu'il reste de l'océan Atlantique aux monts de l'Oural à 20 % pour la région boréale, 2 % pour la région hémiboréale et 0,2 % pour la région némorale. La difficulté du maintien de la diversité et l'urgence de trouver ces vestiges augmentent ainsi

clairement en direction des types de forêt méridionale. Toutefois, dans quelques zones à longue histoire sylvicole, la biodiversité a été sauvée dans une certaine mesure par la présence de pâtures boisées et de prairies arborées du vieux paysage agricole (Thomasius 1978, Mantel 1990, Tucker & Evans 1997, Peterken 1996, Angelstam 1999). Il est d'une importance cruciale de trouver de bonnes zones de référence pour les types de forêt et les paysages agricoles traditionnels de la Suède méridionale, afin de parvenir à une meilleure connaissance sur l'exploitation et la restauration de ces habitats.

Pour évaluer ensuite l'état de la biodiversité, les résultats des études de suivis scientifiques doivent être comparés à des valeurs-repères. Cela constituera la seule manière de connaître le moment où le maintien à long terme de populations viables et l'efficacité d'un système auront été atteints. Pour la plupart des habitats forestiers on ne dispose que de très peu de détails sur la quantité suffisante pour la conservation à long terme de populations viables des différents groupes d'espèces. Et c'est notamment le cas pour les types de forêt naturellement fragmentée comme les forêts humides de sapins et les paysages culturels comportant de grands arbres dispersés et du bois mort.

Dès que l'on disposera de connaissances plus précises sur l'existence et la valeur de seuils de perte d'habitat pour différentes espèces dans différentes régions, il conviendra de procéder sans attendre à une révision de notre analyse.

#### Remerciements

Les analyses présentées ici ont été effectuées pendant trois mois de l'hiver 1996/97.

Sans l'assistance, la critique constructive et la bonne humeur de Jonas Bengtsson au Département de l'environnement, ce travail n'aurait pu être achevé dans le temps imparti. Nos remerciements chaleureux vont également à Anders Arnell, Stefan Bleckert, Bo Dahlin, Lars Einarsson, Urban Emanuelsson, Jerry Franklin, Jonas Fridman, Harry Helmissaari, Jonas Jacobsson, David Lindenmeyer, Per Linder, Anders Lundström, Per Nilsson, Sven Nilsson, Mikael Norén, Erik Normark, Lennart Rudqvist, Eddie Stureson, Per Simonsson and Sune Sohlberg pour leurs commentaires et contributions. Ainsi qu'à Johan Åberg, Andrew Bennett, Monika Breuss, Kjell Danell, Gunnar Jansson, Stig Larsson and Grzegorz Mikusinski pour leurs précieux commentaires sur le manuscrit •





## BIBLIOGRAPHIE

- Andrén, H.** (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Angelstam, P.** (1997). Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 140-170.
- Angelstam, P.** (1998a). Maintaining and restoring biodiversity by developing natural disturbance regimes in European boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 9:593-602.
- Angelstam, P.** (1998b). Towards a logic for assessing biodiversity in boreal forest. In: *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning* (Ed. by P. Bachmann, M. Köhl & R. Päivinen) pp. 301-313. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Angelstam, P.** (1999). Reference areas as a tool for sustaining forest biodiversity in managed landscapes. *Naturschutz report* 16:96-121. Landesanstalt für Umweltschutz, Thuringia, Germany.
- Angelstam, P. & Andersson, L.** (1997). I vilken omfattning behöver arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald skall bevaras? [To what extent should the area of forest reserves increase to conserve biodiversity?] *SOU* 1997:98, Bilaga 4, 75+71 pages. (In Swedish).
- Angelstam, P. & Andersson, L.** (2001). Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. *Scandinavian journal of forest research supplement* 3:38-51.
- Angelstam, P. & M. Mikusinski, G.** (1999). Strategier för skydd av skog i Värmland — en pilotstudie baserad på nyckelbiotopsinventeringen. *Länsstyrelsen i Värmlands län Miljöenheten. Rapport* 1999: 16. (In Swedish).
- Angelstam, P. & Pettersson, B.** (1997). Principles of present Swedish forest biodiversity management. *Ecological Bulletins* 46:191-203.
- Anonymous.** (1965). The plant cover of Sweden. *Acta Phytogeographica Suecica* 50.
- Arnborg, T.** (1945). Det nordsvenska skogstypsschemat. [Forest types in northern Sweden]. Skogsvårdsförbundet. Stockholm.
- Arnborg, T.** (1990). Forest types of northern Sweden. *Vegetatio* 90:1-13. (In Swedish).
- Ångström, A.** (1974). Sveriges klimat [The climate of Sweden]. Kartografiska institutet, Stockholm. 188 pp. (In Swedish).
- Bascomte, J. & Soulé, R.V.** (1996). Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *J. Animal Ecol.* 65:465-473.
- Berglund, B.** (1991). The cultural landscape during 6000 years in southern Sweden - the Ystad project. *Ecological Bulletins* 41. Munksgaard International Publishers, Copenhagen.
- Björse, G.** (2000). Near-natural forests in Southern Sweden. PhD thesis. *Silvestria* 134. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Björse, G. & Bradshaw, R.** (1998). 2000 years of forest dynamics in southern Sweden: suggestions for forest management. *Forest Ecology and Management* 104: 15-26.
- Bradshaw, R., Gemmel, P. & Björkman, L.** (1994). Development of nature-based silvicultural models in southern Sweden: the scientific background. *Forest and Landscape Research* 1: 95-110.
- Carlson, A. & Stenberg, I.** (1995). Vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) - biotopval och sårbarhetsanalys [Dendrocopos leucotos - habitat requirements and a population viability analysis.] *Department of Wildlife Ecology, Report* 27. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. (In Swedish).
- Caro, T.M. & O'Doherty, G.** (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13(4): 805-814.
- Ellenberg, H.** (1996). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 1096 pp. (In German).
- Engelmark, O. & Hytteborn, H.** (1999). Coniferous forests. *Acta Phytogeographica Suecica* 84:55-74.
- Esseen, P.A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K.** (1997). Boreal forests. In: *Boreal ecosystems and landscapes - structures, functions and conservation of biodiversity* (Ed. By L. Hansson) pp.16-47. *Ecological Bulletins* 46, Munksgaard International Publishers, Copenhagen.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P.** (1997). Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 94:89-103.
- Forman, R.T.T.** (1995). Land mosaics - the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. 632 pp.
- Franklin, J. & Forman, R. T. T.** (1987). Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape ecology* 1: 1-18.
- Gärdenfors, U.** (Ed.) (2000). The 2000 red list of Swedish species. ArtDatabanken, Uppsala. 397 pp.
- Granström, A.** (1993). Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 737-744.
- Hägglund, B. & Lundmark, J-E.** (1977). Site index estimation by means of site properties. Scots pine and Norway spruce in Sweden. *Studia Forestalia Suecica* 138.
- Hannah, L., Carr, J.L. & Lankarani, A.** (1995). Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation* 4:128-155
- Harper, J. L. & Hawksworth, D. L.** (1995). Preface. In: *Biodiversity - measurement and estimation* (Ed. by D. L. Hawksworth), pp. 5-12. Chapman and Hall, London.
- Iacobelli, T., Kavanagh, K. & Rowe, S.** (1995). A protected areas gap analysis methodology. WWF Canada. Toronto. Canada. 68 pp.
- Jahn, G.** (1991). Temperate deciduous forests of Europe. In: *Temperate deciduous forest* (Ed. by E. Röhrig & B. Ulrich) pp. 377-402.
- Jansson, G. & Angelstam, P.** (1999). Thresholds of landscape composition for the presence of the long-tailed it in a boreal landscape. *Landscape Ecology* 14: 283-290.
- Jennings, M.D.** (2000). Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15:5-20.
- Johnson, E.A.** (1992). Fire and vegetation dynamics. Studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press. Cambridge. 129 pp.
- Jokipii, M.** (1987). The historical mapping of the Nordic countries. In: *Norden - man and environment* (Ed. by U. Varjo & W. Tietze) pp.3-19, Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Kirby, K.J. & Watkins, C.** (1998). The ecological history of European forests. CAB International, Wallingford, UK. 373 pp.
- Kuuluvainen, T.** (1994). Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici* 31: 35-51.
- Larsson, B.M.P.** (1983). Kulturlandskapet, presentation av problem orsakade av jordbrukets och skogsbrukets förändrade struktur. [The cultural landscape, a presentation of problems caused by the changes in agricultural and forestry structure]. *Kulturminnesvård* 1982(1):11-18. (In Swedish).
- Mantel, K.** (1990). Wald und Forst in der Geschichte. Verlag M. & H. Schaper, Alfeld-Hannover. (In German).

- Mayer, H.** (1984). Die Wälder Europas. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 691 pp. (In German).
- Naturvårdsverket.** (1997). Skogsreservat i Sverige [Forest reserves in Sweden]. *Rapport 4707*, Naturvårdsverkets förlag. (In Swedish).
- Niemelä, J.** (1999). Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 115:127-134.
- Niklasson, M.** (1999). Dendroecological studies in forest and fire history. *Silvestria* 52. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Nilsson, C. & Götmark, F.** (1992). Protected areas in Sweden: is natural variety adequately represented? *Conservation Biology* 6: 232-242.
- Påhlsson, L.** (1998). Vegetationstyper i Norden [Vegetation types in the Nordic countries]. TemaNord 1998:510. 706 pp. (In Swedish).
- Peterken, G.** (1996). Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge University Press, Cambridge. 522 pp.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S.** (1985). The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. - Academic Press, Inc. New York. 472 pp.
- Pressey, R.L., Ferrier, S., Hager, T.C., Woods, C.A., Tully, S.L. & Weinman, K.M.** (1996). How well protected are the forests of north-eastern New South Wales? - Analyses of forest environments in relation to formal protection measurements, land tenure, and vulnerability to clearing. *Forest Ecology and Management* 85:311-333.
- Pyne, S. J.** (1984). Introduction to wildland fire. John Wiley and Sons, New York. 455 pp.
- Rackham, O.** 1976. Trees and woodland in the British landscape. J.M. Dent, London. 234 pp.
- Rolstad, J. & Wegge, P.** (1987). Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. *Oecologia* (Berl.) 72: 389-394.
- Rolstad, J. & Wegge, P.** (1989). Capercaillie, *Tetrao urogallus*, populations and modern forestry - a case for landscape ecological studies. *Finn. Game Res.* 46: 43-52.
- Rülcker, C., Angelstam, P. & Rosenberg, P.** (1994). Ekologi i skoglig planering - förslag på planeringsmodell i Särna-projektet med naturlandskapet som förebild [Ecological forestry planning: a proposed planning model based on the natural landscape.] *SkogForsk Redogörelse* nr. 8. (In Swedish).
- Sannikov, S. N. & Goldammer, J. G.** (1996). Fire ecology of pine forests of northern Eurasia. In: *Fire in ecosystems of boreal Eurasia* (Ed. By J. Goldammer & V. V. Furyaev) pp.151-167. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Sarlöv-Herlin, I.** 1999. Edge habitats in agricultural landscape. *Agraria* 202. Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Scott, J. M., Csuti, B., Jacobi, J. D. & Estes J. E.** (1987). Species richness: A geographic approach to protecting future biodiversity. *BioScience* 37(11):782-788.
- Scott, J. M., Csuti, B. K., Smith, Estes, J. E. & Caicco, S.** (1988). Beyond endangered species: An integrated conservation strategy for the preservation of biological diversity. *Endangered Species Update* 5(10):43-48.
- Scott, J. M., Csuti, B.J., Estes, E. & Anderson, H.** (1989). Status assessment of biodiversity protection. *Conservation Biology* 3(1):85-87.
- Scott, J. M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., D'Erchia, Edwards Jr., D.T. C., Ulliman, J. & Wright, R. G.** (1993). Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123:1-41.
- Selander, S.** (1987). Det levande landskapet i Sverige [The living landscape in Sweden]. Bokslogen, Göteborg. 491 pp. (In Swedish).
- Simberloff, D.** (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83(3):247-257.
- Sjörs, H.** (1956). Nordisk växtgeografi [The phytogeography of the Nordic countries]. Svenska Bokförlaget Bonniers. 240 pp. (In Swedish).
- Sjörs, H.** (1971). Ekologisk botanik [Ecological botany]. Almqvist & Wiksell Förlag. Stockholm. 296 pp. (In Swedish).
- SKSFS** (1991). Skogsstyrelsens författningssamling 1991:3.[The statutes of the National Board of Forestry]. Sweden.
- SOU** (1997). Skydd av skogsmark. Behov och kostnader [Protection of forests. Needs and costs.] *SOU* 1997:97. Huvudbetänkande av miljövårdsberedningen, Gotab, Stockholm. 163 pp.
- Thomasius, H.** (1978). Wald, Landeskultur und Gesellschaft. VEB Gustav Fischer Verlag. Jena. (In German).
- Tilman, D. & Kareiva, P.** (1997). The role of space in population dynamics and interspecific interactions. Monographs in population biology 30. Princeton University Press, Princeton. 368 pp.
- Tucker, G.M. & Evans, M.I.** (1997). Habitats for birds in Europe. BirdLife International, Cambridge. 464 pp.
- Wieslander, G.** (1936). The shortage of forest in Sweden during the 17th and 18th centuries. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 34: 593-633. (In Swedish).
- With, K., Gardner, R.H. & Turner, M.G.** Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78:151-169

P. ANGELSTAM

Swedish University of Agricultural Sciences (SLU)  
 Department of Conservation Biology  
 Grimsö Wildlife Research Station  
 SE-730 91 Riddarhyttan, Sweden  
 angelstam@nvb.slu.se

LEIF ANDERSSON

Pro Natura Halnagården  
 SE-545 93 Töreboda, Sweden  
 leif.andersson@pro-natura.net