

Note de synthèse sur
le diamètre limite définissant les très gros bois (TGB)
pour l'indicateur ONB « Volumes de bois particulièrement favorables à la
biodiversité »

Frédéric Gosselin (Irstea Nogent sur Vernisson)

L'objet de cette note est de proposer un diamètre minimum pour définir les très gros arbres vivants pris en compte dans l'indicateur ONB « Évolution en métropole des volumes de bois particulièrement favorables à la biodiversité liée aux stades vieillissants des arbres » (cf. <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/evolution-en-metropole-des-volumes-de-bois-particulierement-favorables-a-la-biodiversite>).

Constat initial

Le diamètre limite actuellement retenu dans le calcul de l'indicateur est de 67.5 cm à 1.30m. Il s'agit de faire évoluer cet indicateur en vue de répondre à certaines critiques émises à son égard. La réflexion autour de ce diamètre limite provient notamment de la note de Luc Mauchamp de 2013 sur cet indicateur, rédigée suite aux critiques émises sur cet indicateur. L'idée serait de faire varier ce diamètre en fonction (i) des conditions écologiques et/ou (ii) des essences, comme c'est proposé par d'autres outils.

Diamètre minimum des TGB dans d'autres dispositifs liés à la biodiversité en forêt tempérée

L'IBP (Indice de Biodiversité Potentielle), version 2.8 (http://www.foretpriveefrancaise.com/data/info/513118-IBP_presentation_v2.pdf) et l'indice de naturalité des forêts anciennes du WWF, version 1.2 (<http://www.foretsanciennes.fr/wp-content/uploads/Evaluation-compl%C3%A8te-1.2c.pdf>) considèrent :

- **Dans les domaines atlantique et continental** : un diamètre minimum de **70 cm** en général, avec le cas particulier des stations très peu fertiles, ou des stations de l'étage subalpin (sauf pour les pins) ou des essences n'atteignant jamais de très grosses dimensions (Arbousier, Aulne blanc et A. de Corse, Erable à feuilles d'obier et E. de Montpellier, Poiriers, Pommier, Sorbiers autres qu'Alisier torminal et Cormier...) ¹ pour lesquelles le diamètre minimum est fixé à **40 cm**.
- **Dans le domaine méditerranéen** : mêmes distinctions avec des seuils à **60** et **30** cm respectivement.

Au sein de l'inventaire forestier français – et avec une vision plus large que pour le critère biodiversité–, les très gros bois font au moins **67.5 cm** de diamètre.

Synthèse de connaissances sur le sujet du seuil de diamètre des TGB

Nous avons ici effectué une revue de la bibliographie sur le sujet du lien entre le diamètre des très gros arbres et les micro-habitats et/ou la biodiversité. Pour ce faire, nous avons effectué une recherche bibliographique par mots clés (par exemple ("minimum diameter" OR "very large tree") AND forest* AND biodiversity) et recherché dans les sources suivantes :

¹ L'indice de naturalité ne semble pas distinguer le cas de ces essences ni en tant que tel le cas de l'étage subalpin – qui est peut-être considéré à travers les stations peu fertiles.

- Différentes publications d'Irstea Nogent sur Vernisson ([Gosselin, 2004](#), [Redon et al., 2014](#), [Paillet et al., 2015](#)) ;
- Les sources documentaires de l'IBP pour le volet Très gros bois vivants ([http://www.foretpriveefrancaise.com/data/info/401595-Emberger et al 2013 IBP Liste references.pdf](http://www.foretpriveefrancaise.com/data/info/401595-Emberger_et_al_2013_IBP_Liste_references.pdf)) et des publications de Laurent Larrieu associées ([Bouget et al., 2013, 2014](#); [Larrieu et al., 2014](#), [Larrieu & Cabanettes, 2012](#)).

Plusieurs études mettent en lumière l'intérêt de l'abondance² des gros ou très gros bois pour certains pans de la biodiversité ([Grove, 2002](#) pour les coléoptères saproxyliques en Australie tropicale, références dans [Kolstrom & Lumatjarvi, 2000](#) en Finlande, Larrieu et al. In Prep. pour les oiseaux et les chauve-souris en France, [Lassauce et al., 2012](#) pour les Coléoptères saproxyliques en France). Dans les deux premiers cas, le diamètre minimum de ces bois était **autour de 40 à 45 cm** contre 67.5cm dans les derniers cas.

D'autres études relient le diamètre d'arbres individuels avec la biodiversité portée par ces arbres ([Friedel et al., 2006](#) pour des bryophytes et lichens épiphytes en hêtre en Allemagne, [Mežaka et al., 2012](#) pour les bryophytes et lichens en Europe du Nord, [Thor et al., 2010](#) pour les lichens sur chêne et frêne en Europe du Nord, [Ranius et al., 2008](#) pour des lichens sur chêne en milieu boréal, [Bunnell et al., 1999](#) et [Mazurek & Zielinski, 2004](#) pour les oiseaux et les mammifères du Pacific Nord-Ouest, [Schieck et al., 2000](#) pour les oiseaux en forêt boréal d'Alberta au Canada, [Fayt et al., 2006](#) pour les syrphidés en chênaie et hêtraie en Belgique, [Roberge et al., 2008](#) pour le pic mar en Estonie et en Pologne, [Parmain, 2015](#) pour l'abondance des coléoptères saproxyliques sur chêne). Dans certains cas, des diamètres moyens ou minimums étaient indiqués : pour les oiseaux cavicoles d'assez grande taille, il fallait des diamètres d'en moyenne **environ 40 cm en feuillu et 80 cm en conifère** d'après la revue de [Bunnell et al., 1999](#) (1999)³ ; ces différences de diamètres seraient liées à des différences d'attaque par les pourritures des deux groupes d'essences. Les chiffres donnés par ces mêmes auteurs pour les mammifères étaient dans la même gamme⁴. Pour les taxons étudiés par [Friedel et al., 2006](#) (2006) (bryophytes et lichens), les diamètres seuils ou moyens se situeraient **entre 50 et 70 cm**. Enfin, [Mazurek & Zielinski](#) (2009) distinguaient les arbres de plus de **1m de diamètre** des autres arbres « matures ».

D'autres études insistent plutôt sur l'abondance d'arbres âgés ou d'arbres à microhabitats, ne trouvant parfois pas des relations aussi fortes avec les très gros arbres ([Humphrey et al., 2004](#), [Bouget et al., 2013](#), [Bouget et al., 2014](#)). A signaler une hypothèse écologique assez intéressante formulée par [Nilsson & Baranowski](#) (1997), selon laquelle les communautés spécialistes des micro-habitats des arbres seraient plus lentes à recoloniser suite à une perturbation de leur habitat que celles des arbres morts debout et au sol, car leur habitat étant écologiquement plus stables, elles devraient avoir développé des capacités de dispersion plus faibles (ce que corroborent à peu près leurs résultats). Ce point de vue semble en partie

² Nous regrouperons ici dans le terme générique d'abondance les métriques de densité, de surface terrière et de volume.

³ [Remm et al.](#) (2006) citaient des diamètres minimums comparables (30 cm) en feuillu, toujours pour les oiseaux. Idem pour [Roberge et al., 2008](#) (2008) pour le pic mar avec un diamètre minimum de 40 cm (voir néanmoins les quelques références citées en discussion de cet article qui varient autour de ce chiffre de 40 cm). Cf. aussi [; Touihri et al., 2014](#) (2014) en forêt méditerranéenne et un diamètre minimum considéré à 30 cm pour l'études des oiseaux.

⁴ Ces auteurs proposent par ailleurs que les « seuils » de diamètre issus de l'analyse des arbres occupés par des oiseaux ou mammifères soient davantage issues des médianes des diamètres de ces arbres plutôt que des moyennes (cf. p. 109).

justifier l'intérêt des arbres habitats et plus indirectement des très gros bois pour la conservation d'une partie de la biodiversité forestière.

Enfin, des études font le lien entre ces arbres à microhabitats et le diamètre de l'arbre ([Fan et al., 2003](#), [Winter & Möller, 2008](#), [Ranius et al., 2009](#), [Michel & Winter, 2009](#), [Michel et al., 2011](#), [Vuidot et al., 2011](#), [Larrieu & Cabanettes, 2012](#), [Larrieu et al., 2014](#)). Des seuils ont été identifiés avec différentes méthodes. Ces publications – hormis [Vuidot et al., 2011](#) (2011) – militeraient pour des seuils de diamètre vers 70 cm voire 1m. De même, sans lien clair avec des données de biodiversité, [Nilsson et al., 1995](#) (1995) font référence à une continuité (temporelle et éventuellement spatiale) des « megatrees » comme étant celle des arbres de plus de **1m de diamètre**.

Conclusion :

Il y a finalement assez peu d'études qui donnent des éléments décisifs pour le choix de ce diamètre seuil. Suivant les contextes et les groupes taxonomiques, les résultats semblent varier entre 40 cm et env. 1m. **Il nous semble donc qu'en l'état des connaissances, on peut reprendre le choix de l'IBP, étant entendu qu'un effort de recherche doit se poursuivre dans ce domaine.** Il faudra notamment apporter plus de réflexion sur ce qu'est un diamètre seuil en ayant notamment plus d'analyses sur ce qui se passe en-dessous et au-dessus du seuil, au lieu d'une approche d'abord centrée sur la significativité statistique de ces seuils (cf. par exemple [Guénette & Villard, 2004](#)).

Si ce choix est acté il faudra préciser : (i) les conditions écologiques qui justifient d'utiliser le diamètre réduit (Laurent Larrieu suggère de travailler avec G. Coriol pour cela) et (ii) la liste des essences concernées par ce diamètre réduit.

On abordera dans une réunion à venir la question de la métrique appliquée à ces TGB : volume ? volume normalisé ? autres métriques d'abondance (densité ? surface terrière ?...)

References:

Bouget, C., L. Larrieu, B. Nusillard and G. Parmain, 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, 22(9), 2111-2130.

Bouget, C., L. Larrieu and A. Brin, 2014. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36, 656-664.

Bunnell, F. L., L. L. Kremsater and E. Wind, 1999. Managing to sustain vertebrate richness in forests of the Pacific Northwest: relationships within stands. *Environmental Reviews*, 7(3), 97-146.

Fan, Z., Larsen, D.R., Shifley, S.R. and Thompson, F.R., 2003. Estimating cavity tree abundance by stand age and basal area, Missouri, USA. *Forest Ecology and Management*, 179(1-3), 231-242.

Fayt, P., Dufrière, M., Branquart, E., Hastir, E., Pontégny, C. et al., 2006. Contrasting responses of saproxylic insects to focal habitat resources: the example of longhorn beetles and hoverflies in belgian deciduous forests. *Journal of Insect Conservation*, 10(2), 129-150.

Friedel, A, G V. Oheimb, J Dengler and W HÄrdtle, 2006. Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens - A comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium*, 117(1-2), 172-185.

Gosselin, F., 2004, Imiter la nature, hÄter son ōuvre ? Quelques rēflexions sur les ělěments et stades tronquěs par la sylviculture. In: M. Gosselin and O. Laroussinie (Eds.), *Gestion Forestiěre et Biodiversitě : connaětre pour prěserver - synthěse bibliographique*. Collection Etudes du Cemagref - Sěrie gestion des territoires, n°20.. Coědition GIP Ecofor - Cemagref Editions, Antony, pp. 217-256.

Grove, S. J., 2002. Tree basal area and dead wood as surrogate indicators of saproxylic insect faunal integrity : a case study from the Australian lowland tropics. *Ecological Indicators*, 1(3), 171-188.

Guěnette, J.-S. and M.-A. Villard, 2004. Do empirical thresholds truly reflect species tolerance to habitat alteration? *Ecological Bulletins*, 51, 163-171.

Humphrey, J. W. , A.L. Sippola, Lempěriěre, G., Dodelin, B., Alexander, K. N. A. et al., 2004. Dead wood as an indicator of biodiversity in European Forests: from theory to operational guidance. *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - From ideas to operationality*, 193-206.

Kolstrom, M. and J. Lumatjarvi, 2000. Saproxylic beetles on aspen in commercial forests: a simulation approach to species richness. *Forest Ecology and Management*, 126(2), 113-120.

Larrieu, L., A. Cabanettes, A. Brin, C. Bouget and M. Deconchat, 2014. Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: practical information for taxa conservation in forestry. *European Journal of Forest Research*, 133, 355-367.

Larrieu, L. and A. Cabanettes, 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(1433), 1445.

Lassauce, Aurore, Penelope Anselles, Francois Lieutier and Christophe Bouget, 2012. Coppice-with-standards with an overmature coppice component enhance saproxylic beetle biodiversity: A case study in French deciduous forests. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 266(10.1016/j.foreco.20), 273-285.

Mazurek, M. J. and W. J. Zielinski, 2004. Individual legacy trees influence vertebrate wildlife diversity in commercial forests. *Forest Ecology and Management*, 193(3), 321-334.

MeĹaka, A, G Brumelis and A Piterans, 2012. Tree and stand-scale factors affecting richness and composition of epiphytic bryophytes and lichens in deciduous woodland key habitats. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3221-3241.

Michel, A. and S. Winter, 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management*.

- Michel, Alexa K., Susanne Winter and Andreas Linde, 2011. The effect of tree dimension on the diversity of bark microhabitat structures and bark use in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*). *Canadian Journal of Forest Research*, 41(2), 300-308.
- Nilsson, S. G., U. Arup, R. Baranowski and S. Ekman, 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology*, 9(5), 1208-1215.
- Nilsson, S. G. and R. Baranowski, 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography*, 20(5), 491-498.
- Paillet, Y., C. Pernot, V. Boulanger, N. Debaive, M. Fuhr et al., 2015. Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management*, 346, 51-64.
- Parmain, G., 2015. Contribution de différents éléments forestiers et non-forestiers de la trame de très vieux bois à la diversité des Coléoptères saproxyliques. PhD Thesis, Université d'Orléans, Orléans.
- Ranius, T., P. Eliasson and P. Johansson, 2008. Large-scale occurrence patterns of red-listed lichens and fungi on old oaks are influenced both by current and historical habitat density. *Biodiversity and Conservation*, 17, 2371-2381.
- Ranius, Thomas, Mats Niklasson and Niclas Berg, 2009. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 257(1), 303-310.
- Redon, M., S. Luque, Gosselin F. and T. Cordonnier, 2014. Is generalisation of uneven-aged management in mountain forests the key to improve biodiversity conservation within forest landscape mosaics? *Annals of Forest Science*, 71, 751-760.
- Remm, J, A Lohmus and K Remm, 2006. Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 1-3(221), 267-277.
- Roberge, J. M., P. Angelstam and M. A. Villard, 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests - Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation*, 141(4), 997-1012.
- Schieck, J., K. Stuart-Smith and M. Norton, 2000. Bird communities are affected by amount and dispersion of vegetation retained in mixedwood boreal forest harvest areas. *Forest Ecology and Management*, 126(2), 239-254.
- Thor, G, P Johansson and M T. Jönsson, 2010. Lichen diversity and red-listed lichen species relationships with tree species and diameter in wooded meadows. *Biodiversity and Conservation*, 19(8), 2307-2328.
- Touihri, M., Villard M.-A. and F. Charfi, 2014. Cavity-nesting birds show threshold responses to stand structure in native oak forests of northwestern Tunisia. *Forest Ecology and Management*, 325, 1-7.

Vuidot, A., Y. Paillet, F. Archaux and F. Gosselin, 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats in France. *Biological Conservation*, 144(1), 441-450.

Winter, S. and G. C. Möller, 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), 1251-1261.