

---

## Méta-analyse de l'étendu des forêts dans le monde et de la déforestation

**Auteur** : Dufour, Sophie

**Promoteur(s)** : Bastin, Jean-François

**Faculté** : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

**Diplôme** : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

**Année académique** : 2021-2022

**URI/URL** : <http://hdl.handle.net/2268.2/15571>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

*Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.*

*Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.*

---

# **META-ANALYSE DE L'ÉTENDU DES FORÊTS DANS LE MONDE ET DE LA DÉFORESTATION**

**SOPHIE DUFOUR**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE MAS-  
TER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET ESPACES NATURELS**

**ANNEE ACADEMIQUE 2021-2022**

**PROMOTEUR : PR. JEAN-FRANÇOIS BASTIN**



"Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech."

"Le présent document n'engage que son auteur."

# **META-ANALYSE DE L'ÉTENDU DES FORÊTS DANS LE MONDE ET DE LA DÉFORESTATION**

**SOPHIE DUFOUR**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET ESPACES NATURELS**

**ANNEE ACADEMIQUE 2021-2022**

**PROMOTEUR : PR. JEAN-FRANÇOIS BASTIN**

## **Remerciements**

Merci à Jean-François Bastin, promoteur de ce travail, de m'avoir permis de réaliser cette étude et de tous les conseils apportés pour la réalisation de ce dernier. Un grand merci de m'avoir enseigné les subtilités de Google Earth Engine.

Merci à Antoine de m'avoir suivi tout le long de ce travail et d'avoir pris particulièrement du temps dans la relecture de ce TFE. On n'oubliera pas ces réunions/afterwork à l'AG autour d'un jeu de belotte.

Merci à Anne-Catherine et Emilie pour tout le soutien apporté ces cinq dernières années. A toutes ces pauses café à refaire la pluie et le beau temps.

Merci à la team Sylvi pour ce beau voyage dans les Vosges et Alsace à ramasser des champignons pour l'apéro du soir.

Merci à tous les autres TFistes, la team afterwork, pour ce beau quadrimestre à griller du cochon autour d'un petit verre et à ce dernier sprint final plus qu'intensif.

Merci à mon parrain, Nassim, pour m'avoir fait découvrir la belle vie gembloutoise.

Merci à mes camarades des comités AG, aux Officiers et à mes amis gembloutois pour tous ces souvenirs plus que mémorables dans les bons vieux murs de notre Alma mater. On en aura vue des vertes et des pas mure avec ce covid.

Merci à Anne-Catherine et mes parents pour la relecture orthographique.

Merci à mes parents de m'avoir donné les moyens pour réaliser ces études, de m'avoir donné la chance de m'épanouir dans une multitude d'activités variées. Merci à ma maman pour tous ses petits plats qui font des jaloux. Merci à mon papa de m'avoir partagé ses connaissances scientifiques. Merci à mon frère pour ses nombreux duels autour de n'importe quels plateaux de jeux. Encore un grand merci à tous les souvenirs partager en famille.

## **Résumé**

Les milieux forestiers sont des écosystèmes importants pour les services écosystémiques partagés, mais ceux-ci subissent de nombreuses pressions anthropiques.

Le suivi de la couverture de la canopée est devenu une priorité.

Depuis quelques années, de nombreuses cartes à haute résolution tentant d'estimer les couverts arborés ont été produites. Néanmoins, malgré les avancées technologiques, les différents produits de la canopée présentent des désaccords entre eux.

Cette étude démontre qu'il existe des différences d'estimations de la couverture arborée de l'ordre du million d'hectare que ce soit entre les produits de la canopée, ou en fonction du seuil de la couverture arborée fixée. Il a été trouvé que Sexton et al. (2013) relève une plus grande étude de la canopée dans les milieux très ouverts comme les plaines arides. Tandis que Hansen et al. (2013) relève des pourcentages de couverture arborée plus importante, montrant qu'il est moins affecté par le seuil de saturation des données d'entrées.

Les résultats avancés ont pour but d'amener une réflexion autour de l'interprétation à avoir autour des valeurs de la surface forestière publiées. Aussi, cette étude nous amène à prendre conscience des biais des cartes de la canopée lors de leurs utilisations.

### **Mots-clés :**

Téledétection, Définition forestière, Déforestation, Model spatial, Estimation de la canopée, Couverture arborée, Biomes, MODIS VCF, Dynamique paysagère.

## **Abstract**

Forests are important ecosystems for shared ecosystem services, but they are subject to many anthropogenic pressures.

Monitoring canopy cover has become a priority.

In recent years, many high-resolution maps attempting to estimate tree cover have been produced. However, despite technological advances, there is disagreement between the different canopy products.

This study shows that there are million-hectare differences in tree cover estimates between canopy products, as well as differences in tree cover thresholds. Sexton et al. (2013) were found to have a greater canopy survey in very open environments such as dry plains. While Hansen et al. (2013) found higher percentages of tree cover, showing that it is less affected by the saturation threshold of the input data.

The results presented here are intended to stimulate reflection on the interpretation of the published forest area values. The results are intended to raise awareness of the biases in the use of canopy maps.

## **Keywords:**

Remote sensing, Forest definition, Deforestation, Spatial model, Canopy estimation, Tree cover, Biomes, MODIS VCF, Landscape dynamics.



# Table des matières

<b>Table des matières</b>	i
<b>Liste des Figures</b>	iii
<b>Liste des Tables</b>	iv
<b>1. Introduction</b>	1
1.1. Définition	1
1.2. Contraintes technologiques	3
<b>2. Matériels et Méthodes</b>	5
2.1. Ressources informatiques	5
2.2. Jeux de données	5
i. Ensemble des données	5
ii. Traitements :	6
iii. Modèles :	6
iv. Validation :	7
v. Remarques :	7
2.3. Echantillonnage	8
2.4. Définition	9
2.5. Mesures	9
<b>3. Résultats</b>	11
3.1. Comparaison globale des cartes Hansen et Sexton	11
3.2. Comparaison des définitions	14
3.3. Comparaison entre les couvertures de la canopée Hansen et Sexton d'une carte distributive des biomes selon la définition	18
3.4. Comparaison des taux de déforestation	22
3.5. Comparaison des mesures du FRA à l'échelle du pays	22
<b>4. Discussions</b>	25
4.1. Impact des différents produits existants sur la compréhension de l'étendue des forêts	25
i. MODIS VCF	26
ii. Les modèles d'arbres de régressions	26
iii. Les contraintes environnementales et technologiques	27
4.2. Impact des différentes définitions existantes sur la compréhension de l'étendu des forêts	27
4.3. Impact des différents produits sur la compréhension de la déforestation	28
4.4. Perspectives	29
<b>5. Conclusions</b>	30
<b>6. Bibliographie</b>	31

7. Annexes .....	I
7.1. Histogrammes des pays .....	I
7.2. Comparaisons des estimations entre Hansen et Sexton pour les différentes définitions à l'échelle des pays.....	III
7.3. Comparaisons des estimations entre Hansen et Sexton pour les différentes définitions à l'échelle des pays.....	IV
7.4. Illustration des modèles d'arbres à régression « boosting » et « bagging ».....	V
7.5. Les dernières des versions de Hansen et Sexton.....	V

## Liste des Figures

FIGURE 1 – TROIS MANIÈRES DE MESURER LA COUVERTURE DE LA CANOPÉE : CANOPY CLOSURE (A), CROWN COVER (B) ET CANOPY FRACTIONAL COVER (C). (TANG ET ARMSTON, 2019).....	1
FIGURE 2 – DÉGRADATION ET DÉFORESTATION PAR COUPE À BLANC D’UNE SURFACE FORESTIÈRE (GANDOUR C. ET AL., 2021) .....	3
FIGURE 3 – CARTE DES BIOMES – RESOLVE-ECOREGIONS (DINERSTEIN ET AL., 2017) .....	8
FIGURE 4 – PROCÉDÉ DE LA MESURE DE LA SURFACE DE LA CANOPÉE AVEC UNE COUVERTURE ARBORÉE FIXÉ ET..	9
FIGURE 5 – CHEMIN D’ACCÈS POUR OBTENIR LA VARIATION DE LA CANOPÉE (%), LES PERTES DU COUVERT FORESTIER (%) ENGLOBALANT LA DÉFORESTATION ET LA DÉGRADATION, ET LA DÉFORESTATION ENTRE 2000 ET 2010 POUR LA CARTE DE SEXTON ET AL. 2013 .....	10
FIGURE 6 – DISTRIBUTION GLOBALE DES FORÊTS SELON LA DENSITÉ DE LA COUVERTURE FORESTIÈRE POUR SEXTON ET AL., 2013 .....	11
FIGURE 7 – DISTRIBUTION GLOBALE DES FORÊTS SELON LA DENSITÉ DE LA COUVERTURE FORESTIÈRE POUR HANSEN ET AL., 2013.....	12
FIGURE 8 – CONSENSUS DES DISTRIBUTIONS GLOBALES DE LA SURFACE COUVERTE ENTRE LES DEUX CARTES .....	12
FIGURE 9 – DISTRIBUTION DE LA DIFFÉRENCE ABSOLUE ENTRE LES DENSITÉS FORESTIÈRES ENTRE HANSEN ET SEXTON ( $CF_{HANSEN} - CF_{SEXTON}$ ) .....	13
FIGURE 10 – DISTRIBUTION DE LA DIFFÉRENCE NORMALISÉE DE LA DENSITÉ FORESTIÈRE ENTRE HANSEN ET SEXTON.....	13
FIGURE 11 – SURFACE FORESTIÈRE TOTALE POUR CHAQUE DÉFINITION DE HANSEN ET SEXTON .....	14
FIGURE 12 – ESTIMATIONS DES SURFACES FORESTIÈRES DE HANSEN ET SEXTON POUR CHAQUE DÉFINITION POUR QUELQUES BIOMES .....	17
FIGURE 13 – COMPARAISON ENTRE LES ESTIMATIONS DE HANSEN ET SEXTON À L’ÉCHELLE DES BIOMES POUR « CANOPY COVER » ET DES DÉFINITIONS À CF FIXE.....	20
FIGURE 14 – COMPARAISON ENTRE LES ESTIMATIONS DE HANSEN ET SEXTON À L’ÉCHELLE DES PAYS POUR « CANOPY COVER » ET DES DÉFINITIONS À SEUIL FIXE .....	21
FIGURE 15 – COMPARAISON DU TAUX DE DÉFORESTATION PAR PAYS POUR SEXTON ET HANSEN ENTRE 2000 ET 2010 AVEC $CF > 25\%$ .....	23
FIGURE 16 – COMPARAISON DES ESTIMATION DES SURFACES FORESTIÈRES ENTRE LES VALEURS DU FRA ET CELLES DE HANSEN ET SEXTON.....	23
FIGURE 17 – COMPARAISON DES TAUX DE DÉFORESTATION DU FRA AVEC CELLES DE HANSEN ET SEXTON, ENTRE 2000 - 2010.....	24
FIGURE 18 – ESTIMATIONS DES SURFACES FORESTIÈRES DE HANSEN ET SEXTON POUR CHAQUE DÉFINITION À L’ÉCHELLE DU LOCALE POUR QUELQUES PAYS. ....	II
FIGURE 19 - COMPARAISON DES CARTES DE HANSEN ET SEXTON À L’ÉCHELLE DU BIOME POUR DIFFÉRENTS SEUILS CF.....	III
FIGURE 20 – COMPARAISONS DES CARTES DE HANSEN ET SEXTON À L’ÉCHELLE DU PAYS POUR DIFFÉRENTS SEUILS CF.....	IV
FIGURE 21 – SCHÉMATISATION DES CONCEPTS BAGGING (1) ET BOOSTING (2) (BELAIDI, 2022).....	V

## **LISTE DES TABLEAUX**

TABLEAU 1 – LES CRITÈRES DES DÉFINITIONS FORESTIÈRES POUR DIFFÉRENTES ORGANISATIONS MONDIALES ET LA COMPARAISON DES SURFACES FORESTIÈRES RETENUES EN 2000.....	2
TABLEAU 2 – DES BIOMES ET LEURS CODES RESPECTIVES (A) – LISTE DES PAYS ÉCHANTILLONNÉS (B).....	8
TABLEAU 3 – SURFACE FORESTIÈRE (10 <sup>6</sup> HA) ET L'ÉCART ENTRE HANSEN ET SEXTON POUR CHAQUE DÉFINITION	14
TABLEAU 4 – SURFACE RELATIVE (%) DES BIOMES POUR LA DÉFINITION ‘‘CANOPY COVER’’ ET LES ÉCARTS (10 <sup>6</sup> HA) QUI EN DÉCOULENT.....	18
TABLEAU 5 – TAUX DE DÉFORESTATION POUR LA FAO (FAO, 2020), HANSEN ET SEXTON .....	22
TABLEAU 6 – COMPARAISON DE LA COUVERTURE FORESTIÈRE ET DES VALEURS DE COVARIANCES DE PEARSON POUR LES PAYS .....	24

# 1. Introduction

Les forêts sont des systèmes vivants essentiels pour faire face aux changements climatiques. Plusieurs accords climatiques s'appuient sur les milieux boisés notamment pour suivre les recommandations du Groupe d'Experts Intergouvernementales sur l'évolution du Climat, GIEC, qui visent à limiter le réchauffement global à 1,5°C pour 2050 (Allan *et al.*, 2021). Les dirigeants commencent à prendre en compte leur potentiel et à l'inclure dans la politique de leur pays à des fins économiques.

Or, les milieux forestiers subissent de nombreuses pressions naturelles et anthropiques réduisant la quantité des services écosystémiques tels que la production de matière première, l'assainissement des eaux, préventions des inondations, ... et le stockage du CO<sub>2</sub> (Bonan *et Doney*, 2018 ; Goetz *et al.*, 2015 ; Lewis *et al.*, 2015 ; Saatchi *et al.*, 2011). Les causes de ce changement régulièrement mentionnées sont le changement climatique, la déforestation et la dégradation des forêts. C'est pour ces enjeux que les études de dynamique forestières ont pour objectif de créer des produits définissant au mieux la couverture forestière existante.

Il existe de nombreux désaccords entre les différents produits satellitaires à haute résolution créés (Sexton *et al.*, 2016). Diverses hypothèses expliqueraient les désaccords entre les produits. Ils peuvent être liés à la définition employée du terme "forêts" (Sexton *et al.*, 2016 ; Yang *et al.*, 2017), des contraintes technologiques liées aux différentes sources de données existantes et aux capteurs satellitaires, ainsi que des modèles de classification employés (Bai *et al.* 2014 ; Yang *et al.*, 2017).

## 1.1. Définition

Le premier désaccord est dû à l'absence de consensus scientifique et politique sur la définition d'une forêt. Il en existe plus de 800 définitions officielles dans le monde (UNFAO, 2002). Elles varient selon la vision que l'on a de la forêt, de l'objectif de la gestion de celle-ci ainsi que la mission de chaque institution la définissant (Chazdon *et al.*, 2015 ; Colson *et al.*, 2009). Dans le cas du recensement des forêts pour évaluer la dynamique de la canopée à l'aide de produit satellitaire à haute résolution, il existe plusieurs définitions (Figure 1), tels que :

- "Canopy closure", "la projection de la végétation sur un segment de l'hémisphère céleste en un point du sol" (Jennings *et al.*, 1999).
- "Crown cover", "le pourcentage du sol couvert par une projection verticale du périmètre le plus extérieur de la propagation naturelle du feuillage des plantes" (Jennings *et al.*, 1999).
- "Canopy fractional cover", "le pourcentage du sol couvert par la projection verticale du matériel de la canopée" (Armston *et al.*, 2009 ; Hansen *et al.*, 2003 ; Rautiainen *et al.*, 2005).

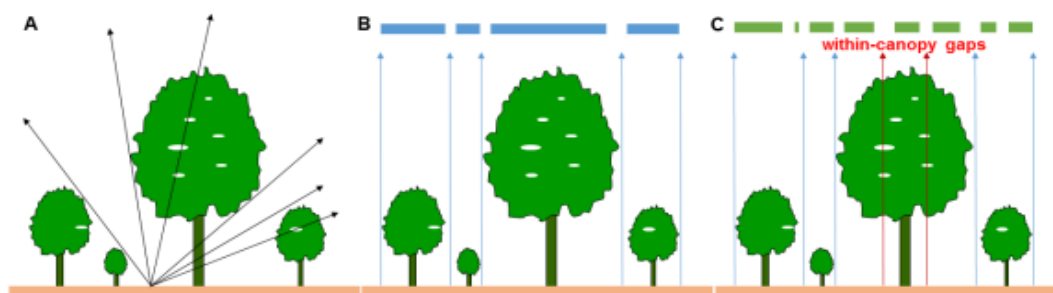


FIGURE 1 – TROIS MANIÈRES DE MESURER LA COUVERTURE DE LA CANOPÉE : CANOPY CLOSURE (A), CROWN COVER (B) ET CANOPY FRACTIONAL COVER (C). (TANG ET ARMSTON, 2019)

Les critères généralement débattus sont les seuils suivants :

- La couverture forestière,
- La taille minimum des arbres,
- La taille minimum des parcelles.

Les grandes institutions reconnues n'emploient pas les mêmes valeurs de critères rendant difficile la comparaison des données (Tableau 1). La variabilité entre ces définitions est majoritairement due aux critères de seuil de la couverture arborée. Ce désaccord est lié, entre autres, à la forêt que l'on considère (ex : forêt primaire dans les tropiques vs forêt ouverte dans la savane). Les zones plus sensibles aux définitions sont les milieux boisés de densité faible ou intermédiaire comme les savanes semi-arides, arbustives et boisées ainsi que les limites septentrionales de la forêt boréale (Sexton *et al.*, 2016).

TABLEAU 1 – LES CRITÈRES DES DÉFINITIONS FORESTIÈRES POUR DIFFÉRENTES ORGANISATIONS MONDIALES ET LA COMPARAISON DES SURFACES FORESTIÈRES RETENUES EN 2000

Organisation	Seuil de la couverture forestière	Taille minimum des arbres	Taille des parcelles	Surface forestière en 2000
FAO <sup>1</sup>	≥ 10%	5 m	0,5 ha	51.5×10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup>
IGPB <sup>2</sup>	> 60% → forêt			16.1×10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup>
	> 30-60% → savane boisée		0,05 ha – 1,0 ha	19.3 × 10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup>
	> 10-30% → savane			16.1×10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup>
UN – CBC <sup>3</sup>	> 10%	5 m	0,5 ha	/
UNFCCC <sup>4</sup>	> 10% à > 30% Au choix	2 – 5 m	0,05 ha – 1,0 ha	32.2×10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup> (pour >30%)

<sup>1</sup>Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2020)

<sup>2</sup>Programme International de la Géosphère et de Biosphère (IGBP, 1999)

<sup>3</sup>Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique (UN – CBD, 2010)

<sup>4</sup>Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changement Climatique (UNFCCC,2002)

La déforestation et la dégradation sont deux termes régulièrement employés pour désigner les pertes de couvertures forestières (Figure 2). Bien que proches, ils ne définissent pas les mêmes phénomènes et leur association peut amener à confusion (Fernández-Montes de Oca *et al.*, 2021). La déforestation est la perte d'une surface boisée (ex. une mise à blanc). La dégradation est, quant à elle, "la perte partielle de la biomasse forestière" (ex : coupe sélective) (Gandour *et al.*, 2021 ; Sasaki *et al.*, 2009). La forêt conserve du matériel végétal mais son état est fragilisé. La dégradation peut être utilisée comme indicateur de la déforestation, mais ne conduit pas obligatoirement vers cette dernière (Angelsen, 2008). La dégradation est moins prise en considération car elle est moins perceptible. La FAO, pour son rapport d'évaluation des forêts de 2020, a demandé pour la première fois des chiffres de la dégradation des forêts aux pays membres (FAO, 2021). Les deux définitions citées sont assez larges par la simple observation qu'il existe de nombreuses manières de les définir. Le débat entourant la définition de la forêt se répercute, d'une certaine manière, à celle de la déforestation et la dégradation.

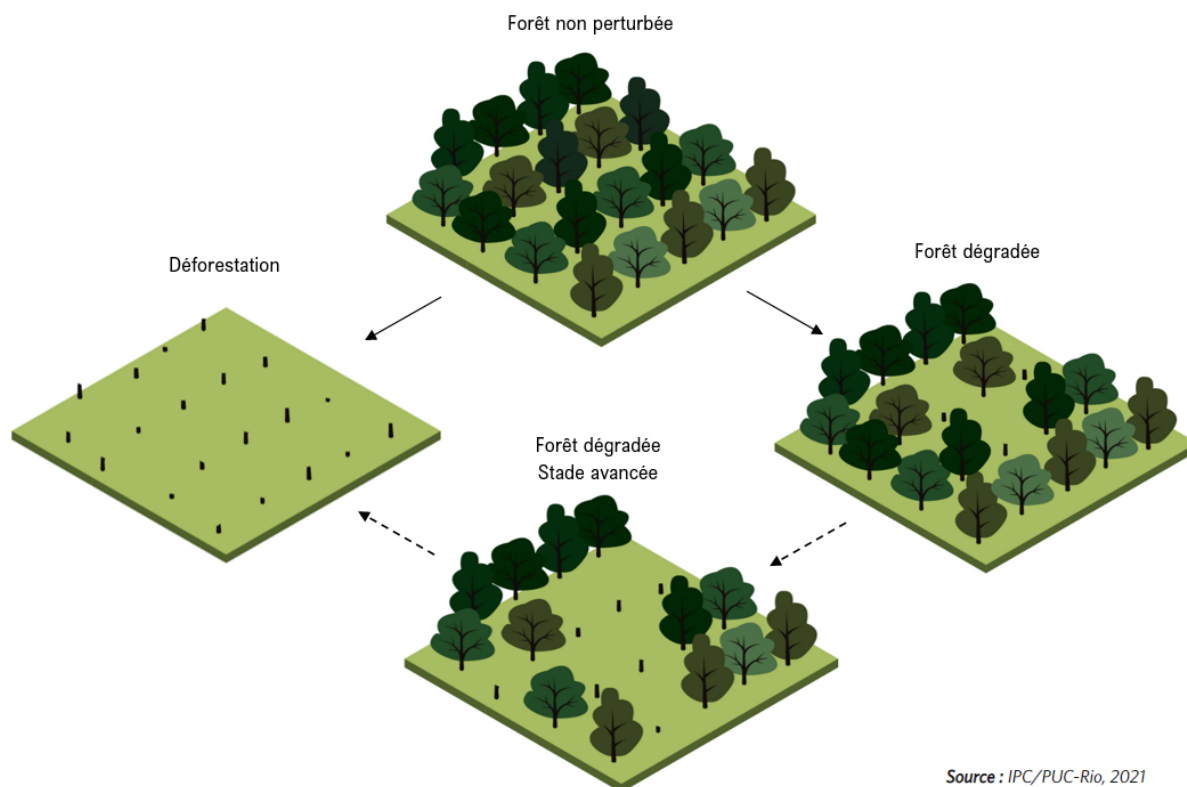


FIGURE 2 – DÉGRADATION ET DÉFORESTATION PAR COUPE À BLANC D'UNE SURFACE FORESTIÈRE (GANDOUR C. ET AL., 2021)

## 1.2. Contraintes technologiques

Les recensements par relevé de terrain sont les méthodes les plus appréciées pour leur précision à décrire les tendances forestières. Mais un échantillonnage élevé requiert un coût considérable en main d'œuvre et les territoires d'études sont parfois difficiles d'accès (Malhi *et al.*, 2006 ; Pan *et al.*, 2011). Une alternative est le couplage des données de terrain avec des données satellitaires grâce aux méthodes de upscaling ainsi qu'à l'évolution des méthodes de machine/deep Learning.

Il existe plusieurs contraintes techniques qui limitent une télédétection correcte de la canopée. Par exemple, la saturation des signaux des capteur à balayage des satellites optiques passives, dans les forêts denses ne permet pas une estimation fiable pour ces milieux par observation directe (Tang *et al.*, 2019 ; Huete *et al.*, 2002). Malgré ces limites, de nombreux produits estimant de manière plutôt correctement la couverture de la canopée sont modélisés à l'aide de données satellitaires comme Landsat ou MODIS VCF (Achard *et al.*, 2014 ; Townshend *et al.*, 2012).

Les désaccords entre les différentes cartes proviendraient des imprécisions des modèles empiriques reliant les mesures optiques à la canopée (Sexton *et al.*, 2015 ; Tang *et al.*, 2019). Ils peuvent être dû à :

- La détection de certaines zones ombragées, de nuages et de points d'eau comme étant des forêts (Asner *et Warner*, 2003) ;
- La difficulté de distinguer la canopée à la végétation herbacée dense, aux zones agricoles, aux milieux humides et aux prairies avec une forte présence herbacée (Armston *et al.*, 2009 ; Sexton *et al.*, 2009) ;
- Les effets de variations de réflectance de la topographie (Riano *et al.*, 2003) ;
- La difficulté à déterminer la phénologie du sous-étage des images (Song *et Woodcock*, 2003) ;

- Le manque de connaissance dans la variation structurelle dans les milieux semi-arides (Sexton *et al.*, 2009) ;
- etc.

Un autre moyen de mesurer la canopée est le projet collaboratif de la FAO, Global Forest Resources Assessment (FRA). Il évalue la ressource forestière mondiale à l'aide de la collaboration des pays membres (FAO, 2021). Ils ont chacun pour mission d'auto-déclarer l'état de leurs forêts. Les pays doivent suivre un protocole fourni par la FAO mais ils restent maîtres des données publiées. Cette procédure soulève des inquiétudes en ce qui concerne la cohérence entre pays à l'échelle mondiale, due à la subjectivité des pays (Matthews., 2001 ; Grainger, 2000 ; Mather, 2005). Cela a néanmoins le mérite d'impliquer activement les politiques des pays et ainsi de leur faire prendre conscience de la place des forêts sur leurs territoires (Houghton *et al.*, 2005).

Dû à ces limitations et biais d'estimation, de nombreuses parutions se penchent sur la fiabilité des produits. Aussi de nombreuses recherches sont, actuellement, en cours pour diminuer les contraintes. Entre temps, il est intéressant de se pencher sur ce que peuvent apporter les produits existant dans une vision globale de la canopée et de la déforestation.

Ces confusions induisent des difficultés au niveau de la surveillance et la gestion forestière. Ceci nous amène à cette méta-analyse ayant pour objectif d'enrichir les réflexions autour des produits de la couverture forestière dans le monde via ces trois questions de recherche :

- Comment les différents produits existants influencent notre compréhension de l'étendu actuelle des forêts dans le monde ?
- Comment les différentes définitions des forêts influencent notre compréhension de l'étendu actuelle des forêts dans le monde ?
- Comment les différents produits décrivant l'état des forêts mondiales influencent notre compréhension de la déforestation ?

Cette étude travaillera sur trois échelles : mondiale – biomes – pays. L'étude à l'échelle des pays permettra, principalement, de comparer avec des chiffres publiés officiellement par différents organismes.



## 2. Matériels et Méthodes

### 2.1. Ressources informatiques

Le logiciel Google Earth Engine a été employé pour obtenir les jeux de données. Il facilite l'analyse à grande échelle en fournissant un accès aux serveurs performants de Google. Cela permet de limiter les téléchargements et les traitements de données sur un serveur personnelle (Gorelick *et al.*, 2017). Les données sont par la suite traitées via le langage R par le logiciel Rstudio (R Core Team, 2021).

Le package « Metrics » permet de mesurer les indices de comparaison entre données (Hamner *et Frasco*, 2018). Le package « ggplot2 » permet quant à lui une analyse visuelle adéquate (Wickham, 2009).

### 2.2. Jeux de données

Les cartes Global Forest Cover Change (GFCC) Tree Cover Multi-Year Global 30m (Sexton *et al.*, 2013), et Hansen Global Forest Change v1.9 (2000-2021) (Hansen *et al.*, 2013), respectivement nommées "Sexton" et "Hansen" dans la suite de cette étude, sont deux cartes de la couverture forestière multi temporelle de haute résolution (30m). Elles sont pionnières dans la création de cartes multi-temporelles à l'échelle mondiale de la couverture forestière. Ces cartes sont des ressources importantes, dans le suivie de la dynamique forestière et pour la prise de décisions politiques par les pays et/ou organismes non gouvernementaux, tels que Green Peace.

L'étude de Hansen, qui a abouti à la création de carte pour la plateforme Global Forest Watch (GFW) et celle de Sexton, qui est une étude en collaboration avec la NASA, sont tous deux des produits de grandes renommées. Elles sont respectivement citées ~8700 et ~600 de fois selon Google Scholar. La différence, entre elles, s'explique entre autres par la popularité des auteurs misent en tête de page pour chaque étude. De plus, GFW, vitrine de l'étude Hansen, est destinée à tout public et permet une visualisation rapide de la dynamique forestière. Tandis que Sexton se limite à un public plus scientifique ou connaisseur. Les deux cartes, disponibles en libre accès sur Google Earth Engine, seront les deux produits qui seront comparés lors de cette étude.

Par la suite, une troisième comparaison aura lieu avec la base de données tenues par le FRA (FRA platform, 2022). Ceci permettra, d'évaluer la cohérence entre les données satellitaires et les chiffres fournis par chaque pays. La plupart des pays utilisent la définition de la FAO. Il y a néanmoins des exceptions comme l'Australie (couverture forestière  $\geq 20\%$  et taille des arbres  $\geq 2\text{m}$ ) (FAO, 2022). Des valeurs manquantes persistent ainsi que des valeurs incohérentes ressortent. Par exemple, des valeurs restées inchangées au fil du temps comme c'est le cas des taux de déforestation et de changement net des forêts.

Les cartes RESOLVE Ecoregions 2017 (Dinerstein *et al.*, 2017) et Global Administrative Unit Layers (GAUL) (FAO, 2015) sont utilisées, respectivement, pour la limitation des biomes et des pays.

Ayant une résolution fine de 30 m et une définition d'arbres comme étant de la végétation de hauteur supérieur à 5 m de haut, les deux cartes, Hansen et Sexton, sont régulièrement utilisées pour estimer la dynamique de la couverture forestière globale. Les méthodes de production des deux cartes sont décrites ci-dessous.

#### i. Ensemble des données

Hansen et Sexton utilisent, tous deux, les imageries Landsat (30 m de résolution) et MODIS VCF (250 m de résolution) dans leur étude, suivant les chemins/lignes Worldwide Reference System-2 (WRS2).

Hansen travaille avec Landsat-7 Enhance Thematic Mapper Plus (ETM+) fournie par USGS National Center for Earth Resources Observation and Sciences (EROS) entre 2000 et 2010. Il utilise, plus particulièrement, les bandes spectrales 3,4,5 et 7 et les bandes spectrale MODIS 1,2,6 et 7.

Sexton travaille avec l'imagerie Global Land Survey (GLS) composé par des scènes de Landsat-5 Thematic Mapper (TM) et Landsat 7 ETM+ pour les années 1990, 2000 et 2005.

Les versions MODIS VCF, MOD44B pour Sexton et MOD44C pour Hansen, possèdent les meilleures estimations liées à l'indice de végétation de différence normalisé, NDVI (Gill *et al.*, 2008).

## ii. Traitements :

Hansen et Sexton réalisent des traitements assez similaires :

- Rééchantillonnage pour combler les scènes Landsat manquantes avec une correction orthonormée (Hansen *et al.*, 2011);
- Sélection d'images Landsat durant la période phénologique de croissance ou se rapprochant au mieux à la période (Tucker *et al.*, 2004). C'est la meilleure période pour détecter la canopée ;
- Transformation des valeurs digitales en valeurs de réflectance par rapport au sommet de l'atmosphère. Pour Sexton le travail est réalisé par le logiciel LEDAPS (Masek *et al.* 2006) ;
- Filtration des images avec une couverture nuageuse, ombragée et point d'eau. Les couvertures nuageuses et ombragées sont remplacées par des observations à proximité de la période de croissance si possible ;
- Normalisation radiométrique des images pour estimer la surface de réflectance

Les étapes de traitement de Hansen ont été prototypées pour la République Démocratique du Congo (Potapov *et al.*, 2012).

## iii. Modèles :

La différenciation entre les deux produits provient des méthodes d'arbres de régression employées afin de fournir un modèle de prédiction. Hansen utilise la méthode de CART (Classification And Regression Tree) (Breiman, 1996). Tandis que Sexton utilise la méthode Cubist (Quinland, 1993). Le premier peut être associé à un modèle de « bagging » tandis que le second est un modèle de « boosting ».

Le principe du modèle de bagging consiste en la division des données d'entraînement en sous-échantillons aléatoires (Rocca, 2021). Pour qu'après, les modèles s'entraînent sur une portion aléatoire dans le but de créer un modèle de régression linéaire de prédiction. Pour obtenir les prédictions finales, une moyenne des fréquences de toutes les prédictions des différents modèles est réalisée. Dans le cas de CART une classification est réalisée dans un premier lieu afin d'entraîner aux mieux les modèles sur une classe spécifique. Les catégories créées sont les domaines de couverture arborée suivant, ]0% ; 25%], ]25% ; 50%], ]50% ; 75%] et ]75% ;100%].

Les données d'entraînement sont construites par la méthode d'interprétation par image. Desquels sont incluses la cartographie de zones forêt/non forêt fournie par l'imagerie Quickbird, le pourcentage de couverture arborée dérivé de Landsat (Hansen *et al.* 2011) et MODIS (Hansen *et al.*, 2003), le tout remis à l'échelle 30x30 m.

Le modèle de boosting est une méthode séquentielle. Les modèles créés sont indépendants des uns et des autres (Rocca, 2021). Dans un premier temps, le modèle se base sur un algorithme. Dans ce cas-ci, c'est la fonction linéaire (eq. 1). Les données d'entrée ont chacune le même poids. A l'option des résultats du modèle, les observations ayant des erreurs de classement sont marquées par un poids plus important. Le second modèle ajusté tend à diminuer les erreurs de classement du premier résultat. Cette

procédure continue avec la création de nouveaux modèles ajustés jusqu'à ce que les observations soient prédites correctement. Les prédictions finales sont obtenues par la pondération des prédictions des modèles ajustés construits (Zhou *et al.*, 2019).

La fonction linéaire employée par Sexton *et al.* (2013) est la suivante :

$$(eq. 1) \quad C_{i,t} = f(X_{i,t}) + \varepsilon,$$

Avec  $X$  comme vecteur d'estimation de la réflectance et de la température de la surface,  $\varepsilon$  comme l'erreur dans les estimations produites par la fonction  $f(X_{i,t})$ , l'indice  $i$ , l'emplacement du pixel dans l'espace et  $t$ , l'emplacement dans le temps. Il est calibré avec MODIS – 250m superposé aux surfaces de réflectance de Landsat – 30m remis à l'échelle 250m. Il est ajusté par l'algorithme de régression Cubist<sup>TM</sup> (Quinlan, 1993) pour chaque tuile WRS-2. Le modèle a été ajusté aux données Landsat – 30m originaux pour obtenir le produit final, la couverture forestière.

#### iv. Validation :

La validation des modèles permet d'évaluer l'erreur des résultats finaux pour chacune des méthodes. Hansen utilise l'erreur standard pour définir l'imprécision de son modèle, tandis que Sexton utilise le Root-Mean-Square Error (RMSE) pour comparer le modèle MODIS VCF initial et le produit Landsat avec des images LIDAR.

La validation de Hansen se fait sur un jeu indépendant des données de départ provenant de données chronologiques Landsat, MODIS, ainsi que sur des images de hautes résolutions de Google Earth. Un échantillon aléatoire stratifié est réalisé dans différents biomes : forêt boréale, forêt tempérée, forêt tropicale humide, forêt tropicale sèche et de manière globale.

Il en résulte que le modèle de Hansen est correctement calibré, à l'échelle mondiale, pour la couverture de la canopée (0,7%) mais un peu moins pour les pertes (4,7%). Pour Sexton, le résultat est mitigé. Le produit initial, MODIS VCF, est légèrement meilleur que le produit final, Landsat (16,8% et 17,4%). Le produit final a hérité de la saturation pour les couvertures arborées supérieures à 80% de MODIS VCF. Par contre, il discrimine très bien les zones agricoles et les forêts de petites tailles.

Il est proposé de calibrer à posteriori le produit par l'imagerie LIDAR pour de meilleurs résultats Landsat (RMSE (produit) = 9,4% < RMSE(MODIS) = 13,5%).

#### v. Remarques :

Aucun indice d'erreur n'est apporté pour la carte de Hansen. Ce qui la rend impropre aux utilisations de communication selon les critères de cartographie du GIEC. Sexton propose, quant à lui, un indice d'incertitude du pourcentage de couverture arborée.

La comparaison entre la version 2000-2012 et 2011-2021 est rendue délicate par les différents changements dans les versions de Hansen (ex. l'utilisation de l'imagerie Landsat 8 Operational Land Image (OLI) à partir de 2013). Il faudra attendre les prochaines mises à jour pour un retraitement des premières versions et une validation des dernières versions utilisant le Landsat 8.

## 2.3. Echantillonnage

Afin de répondre aux questions de recherches, dans un premier temps, une analyse à l'échelle du biome est réalisée pour avoir une vue d'ensemble de la couverture forestière mondiale (Tableau 2 ; Figure 3) (Dinerstein *et al.*, 2017). Puis une évaluation à plus petite échelle est réalisée par un ensemble de pays représentatifs des différents biomes afin de comparer les cartes avec les données du FRA. La prise des données se fera avec une résolution spatiale de 1km<sup>2</sup>, et avec un maximum de pixel de 10<sup>30</sup> pour les biomes et les pays.

TABLEAU 2 – DES BIOMES ET LEURS CODES RESPECTIVES (A) – LISTE DES PAYS ÉCHANTILLONNÉS (B)

Code	Noms Biomes	Pays échantillonnés	
Biome1	Forêts boréales et Taïga	Australie	Mongolie
Biome2	Déserts et brousses xériques	Brésil	Népal
Biome3	Prairies et savanes inondées	Burkina Faso	Nouvelle Zélande
Biome4	Mangroves	Canada	Papouasie Nouvelle Guinée
Biome5	Forêts, bois et maquis méditerranéens	Chine	Roumanie
Biome6	Prairies et arbustes montagnards	France	Suède
Biome7	Forêts de feuillus et forêts mixtes tempérées	Guyane Française	Uruguay
Biome8	Forêts de conifères tempérés	Gabon	Vietnam
Biome9	Prairies, savanes et brousses tempérées	Madagascar	Zimbabwe
Biome10	Forêts de conifères tropicales et subtropicales		
Biome11	Forêts de feuillus secs tropicales et subtropicales		
Biome12	Prairies, savanes et brousses tropicales et subtropicales		
Biome13	Forêts de feuillus humides tropicales et subtropicales		
Biome14	Tundra		

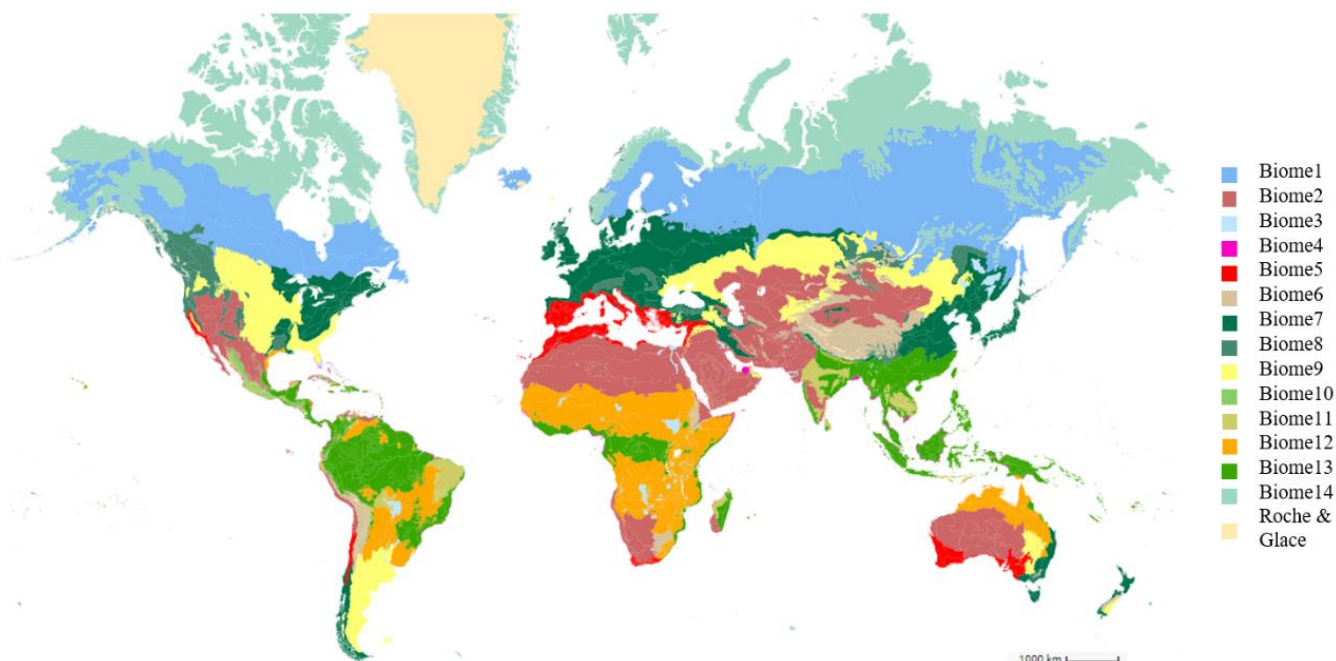


Figure 3 – Carte des biomes – Resolve-Ecoregions (Dinerstein *et al.*, 2017)

## 2.4. Définition

Traditionnellement, lors de la mesure de la surface forestière, un seuil de la couverture forestière, ‘‘CF’’, est fixé. Les pixels ayant une valeur supérieure se verront attribuer la valeur de 1 tandis qu’une valeur de 0 est automatiquement attribuée aux autres pixels. De ce jeu binaire ‘‘forêt/non-forêt’’, l’aire de chaque pixel ‘‘forêt’’ est calculée et additionnée entre elles pour obtenir la surface forestière global (Figure 4). Cette manière de mesurer peut surestimer ou sous-estimer la surface de la canopée réelle selon le CF fixé.

‘‘Canopy cover’’ est une autre méthode qui permet de mesurer de manière continue, pour chaque pixel, la couverture de canopée réelle. Il s’agit de multiplier à l’aire du pixel, l’indice de couverture arborée qui lui est attribué (Figure 4). Cette manière de mesurer la canopée permet de prendre en compte les niveaux de couverture de chaque type de forêt et d’éviter la fixation d’un CF (Bastin *et al*, 2019).

Pour cette étude, la définition ‘‘crow cover’’ est utilisée avec des niveaux de CF différents : ‘‘canopy cover’’, >0%, >10%, >20%, >30%, > 40%, >50%, >60%, >70%, >80% et >90%. Les deux cartes fournissent une valeur CF, comprise entre 0% et 100%, attribuée à chaque pixel.

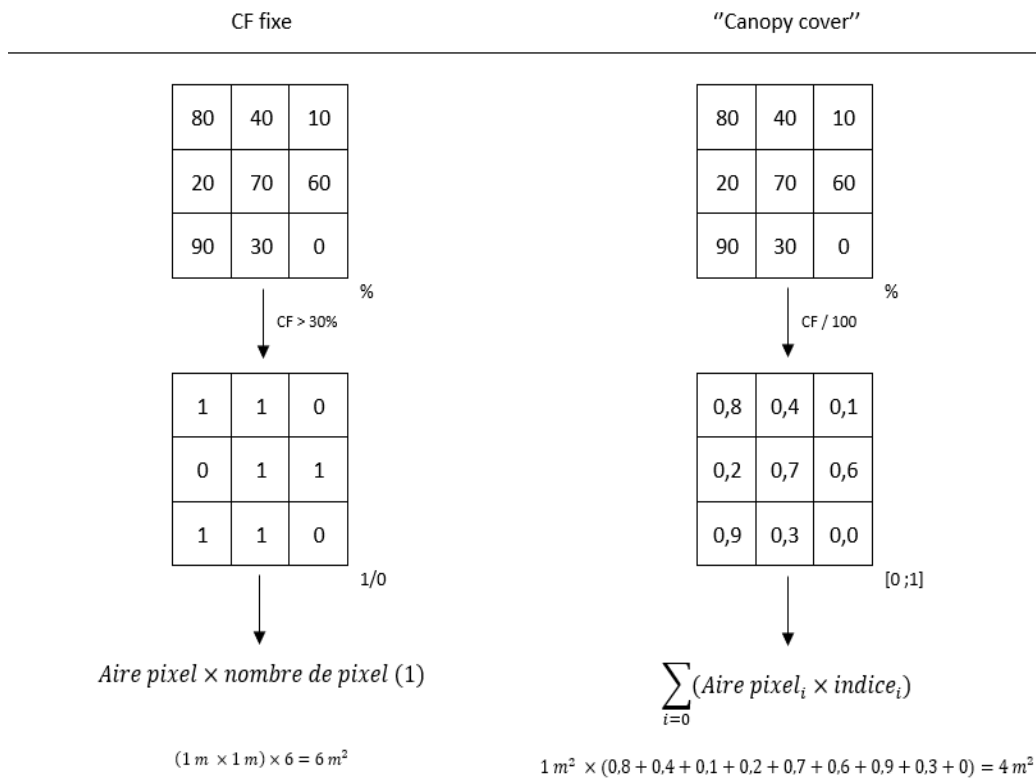


Figure 4 – Procédé de la mesure de la surface de la canopée avec une couverture arborée fixé et ‘‘Canopy cover’’

## 2.5. Mesures

Les données récoltées sur Earth Engine sont la surface de la canopée en 2000, les pertes de couverture entre 2000 et 2010 pour chaque biome et pays, et pour chaque définition.

Afin d’avoir la première mesure, une bande du pourcentage de la couverture arborée par pixel est fourni pour les deux cartes. Elle est comprise entre 0% et 100%. Elle permet de mesurer l’étendue des zones forestières et de fixer un CF pour les différentes définitions.

Pour Hansen, une bande de pertes annuelles est fournie par la carte pour les années 2001 à 2021 suivant une définition CF>25%. La perte sera mesurée comme la moyenne des surfaces de déforestations annuelles de 2001 à 2010. Le FRA fournit un taux de déforestations annuelles entre 2000 et 2010, avec un CF>10%. Il n'existe pas de bandes de pertes forestières pour Sexton.

La surface de déforestation est mesurée suivant le procédé ci-dessous (Figure 5), pour un CF de 10% et 25%. Les pertes correspondront à la moyenne des estimations de pertes entre 2000-2005 et 2005-2010.

De ces données, la proportion de surface forestière et le taux de déforestation sont calculés :

- Proportion de surface forestière :  $TC(\%) = \left( \frac{TC(ha)}{Aire\ du\ Pays(ha)} \right) \times 100$
- Taux de déforestation annuelle (Vieilendet *et al.*, 2018 ; Puyravaud, 2003) :  $\theta(\%/an) = 100 \times [1 - ((TC_{t2} - TC_{t1})/TC_{t1})^{(1/\Delta t)}]$

Avec TC comme étant la surface de couverture forestière mesurée sans nuages pour Hansen et Sexton (H et S), t1 et t2, les moments où TC a été mesuré et Δt l'intervalle entre les deux temps.

Il existe plusieurs manières de calculer le taux de déforestation (Puyravaud, 2003), ce qui peut mener à confusion lors de comparaison. Le choix de la formule s'est fait sur celle de Vieilledent *et al.* (2018) et Puyravaud (2003) car elle permet de mettre en évidence des niveaux de déforestation élevés. Ceci aide à un meilleur suivi de la déforestation.

Les taux de déforestation (q) fournis par le FRA seront modifiés de sorte à avoir des données comparables avec les taux (θ) mesurés :  $\theta = \ln(q + r)$

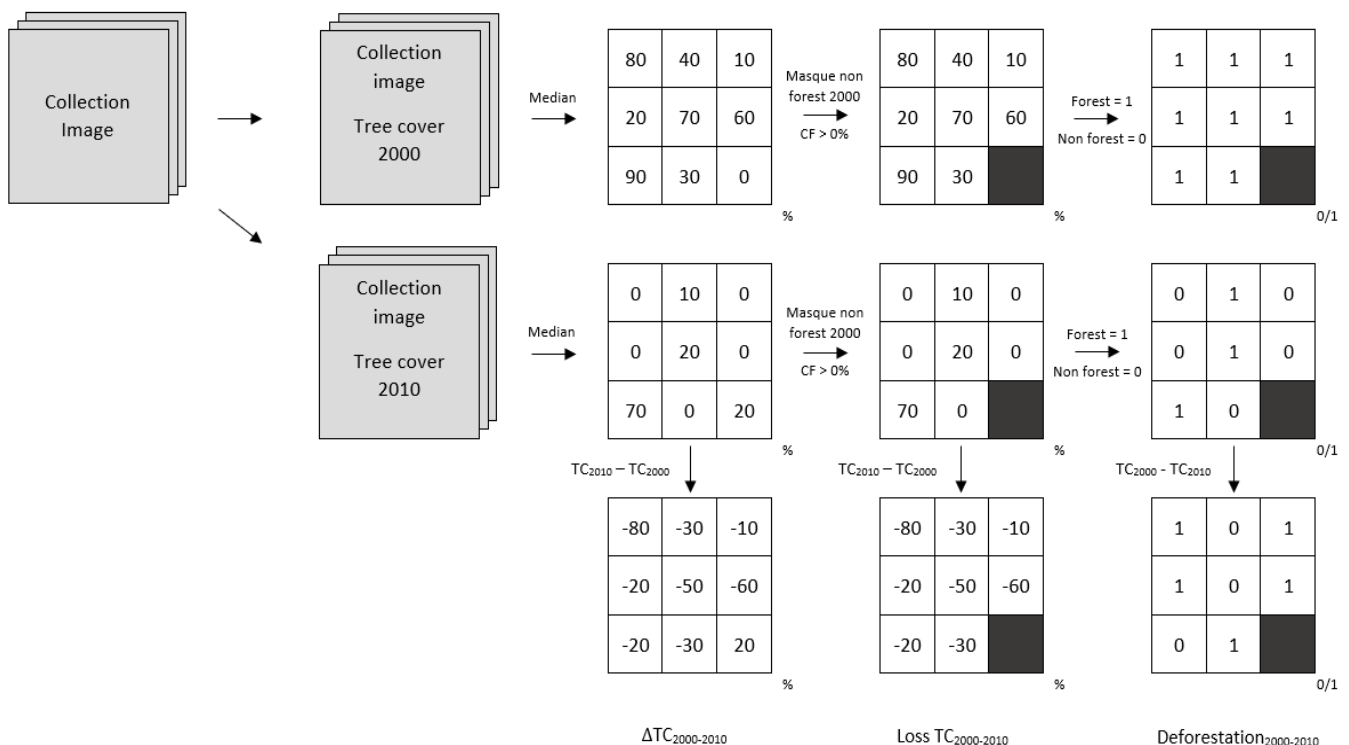


FIGURE 5 – CHEMIN D'ACCÈS POUR OBTENIR LA VARIATION DE LA CANOPÉE (%), LES PERTES DU COUVERT FORESTIER (%) ENGLOBALANT LA DÉFORESTATION ET LA DÉGRADATION, ET LA DÉFORESTATION ENTRE 2000 ET 2010 POUR LA CARTE DE SEXTON ET AL. 2013

## 3. Résultats

### 3.1. Comparaison globale des cartes Hansen et Sexton

Les cartes de distribution de la couverture arborée de Hansen et Sexton pour l'an 2000 se différencient en plusieurs points (Figure 6 et 7) : l'étendue du couvert de la canopée et la densité du couvert.

Leurs distributions ne sont pas équivalentes (Figure 8). Ils ont  $7,19 \times 10^9$  ha de surface terrestre en commun, ce qui représente presque l'ensemble des surfaces de Hansen à 97,2%, tandis que cela ne recouvre que 78,3% de la surface relevée par Sexton.

C'est dans les déserts (Biome2) que se retrouve la différence la plus importante entre les deux produits, 73% de recouvrement, suivis par les milieux montagneux (Biome6) avec 61% de recouvrement.

Une première observation est que plus le milieu a une faible densité boisée plus la différence est importante. Quelques exemples peuvent être cités, tels que l'Argentine, l'Australie, l'Islande, le Kazakhstan, la Mongolie et la Chine, le Groenland, la frontière du Sahara et le Sud Canada. Tandis que Hansen n'a que 2,8% de sa surface en désaccord avec Sexton. En revanche, Hansen recense des densités forestières supérieures à celles de Sexton, principalement sur la zone pantropicale et tempérée (Figure 9). La carte des différences normalisées permet de mettre en évidence les zones où l'écart du pourcentage de couverture arborée entre les deux cartes sont les plus importantes (Figure 10). Il peut être remarqué que ce sont majoritairement les zones qui sont recouvertes uniquement par une carte, soit Hansen, soit Sexton, qui ont les écarts les plus importants.

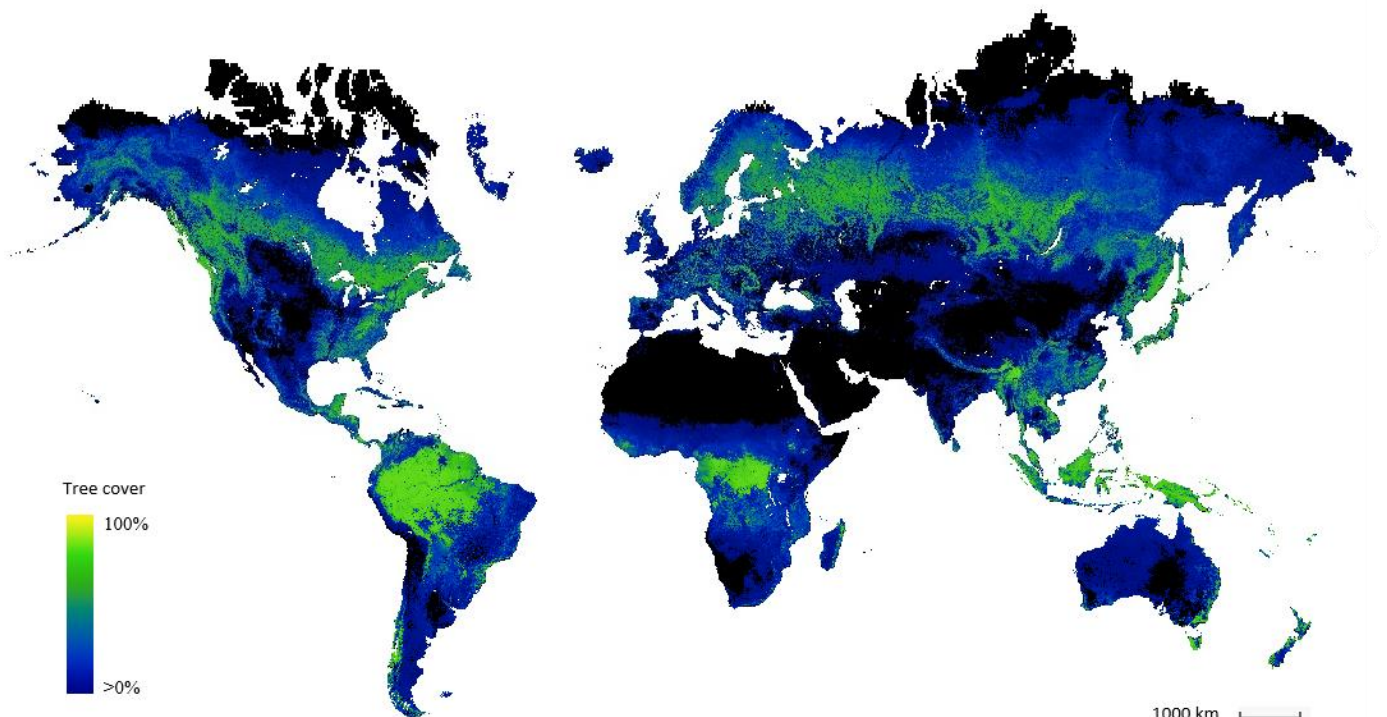
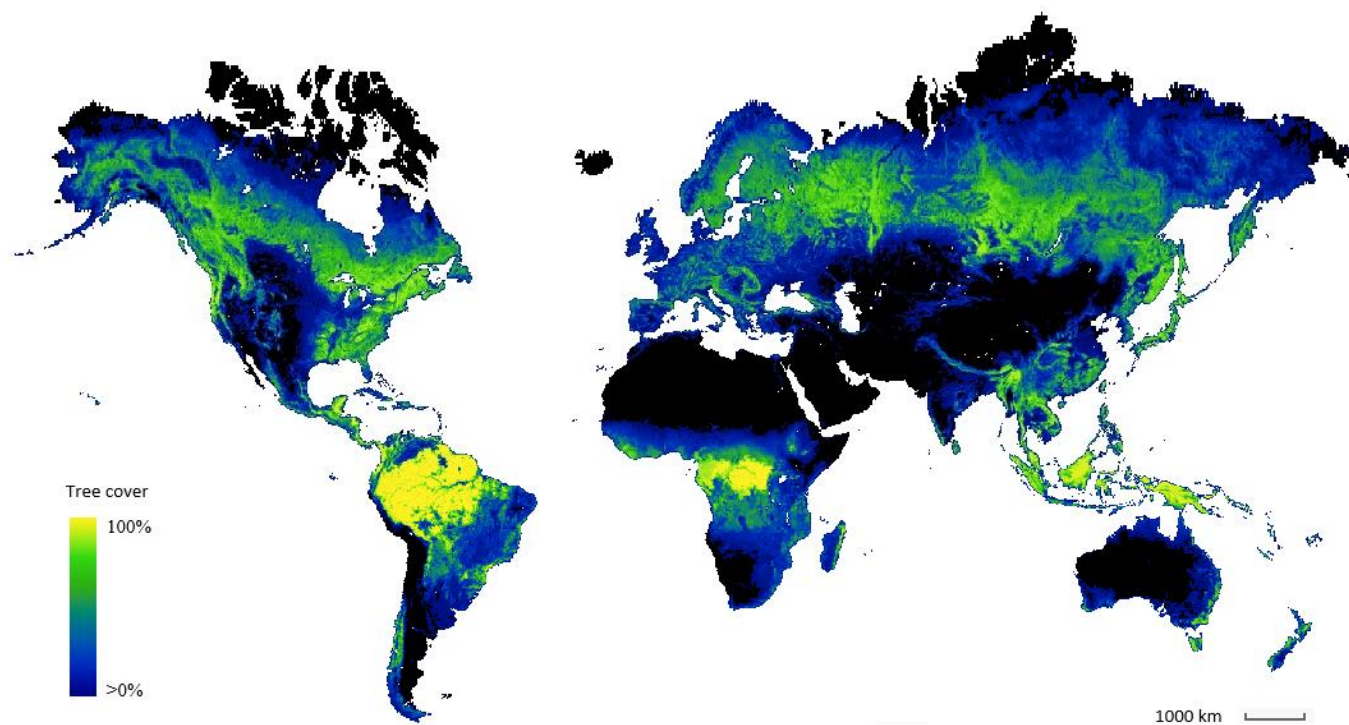
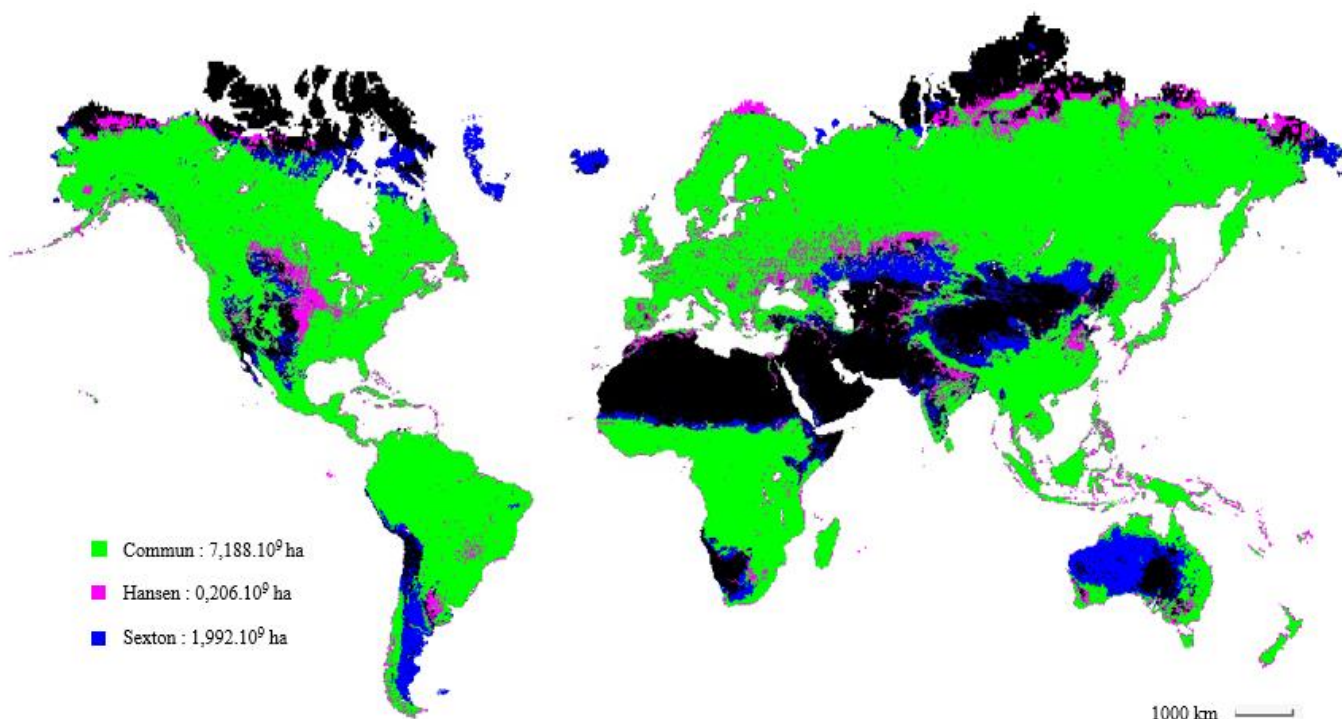


FIGURE 6 – DISTRIBUTION GLOBALE DES FORÊTS SELON LA DENSITÉ DE LA COUVERTURE FORESTIÈRE POUR SEXTON ET AL., 2013



*FIGURE 7 – DISTRIBUTION GLOBALE DES FORÊTS SELON LA DENSITÉ DE LA COUVERTURE FORESTIÈRE POUR HANSEN ET AL., 2013*



*FIGURE 8 – CONSENSUS DES DISTRIBUTIONS GLOBALES DE LA SURFACE COUVERTE ENTRE LES DEUX CARTES*



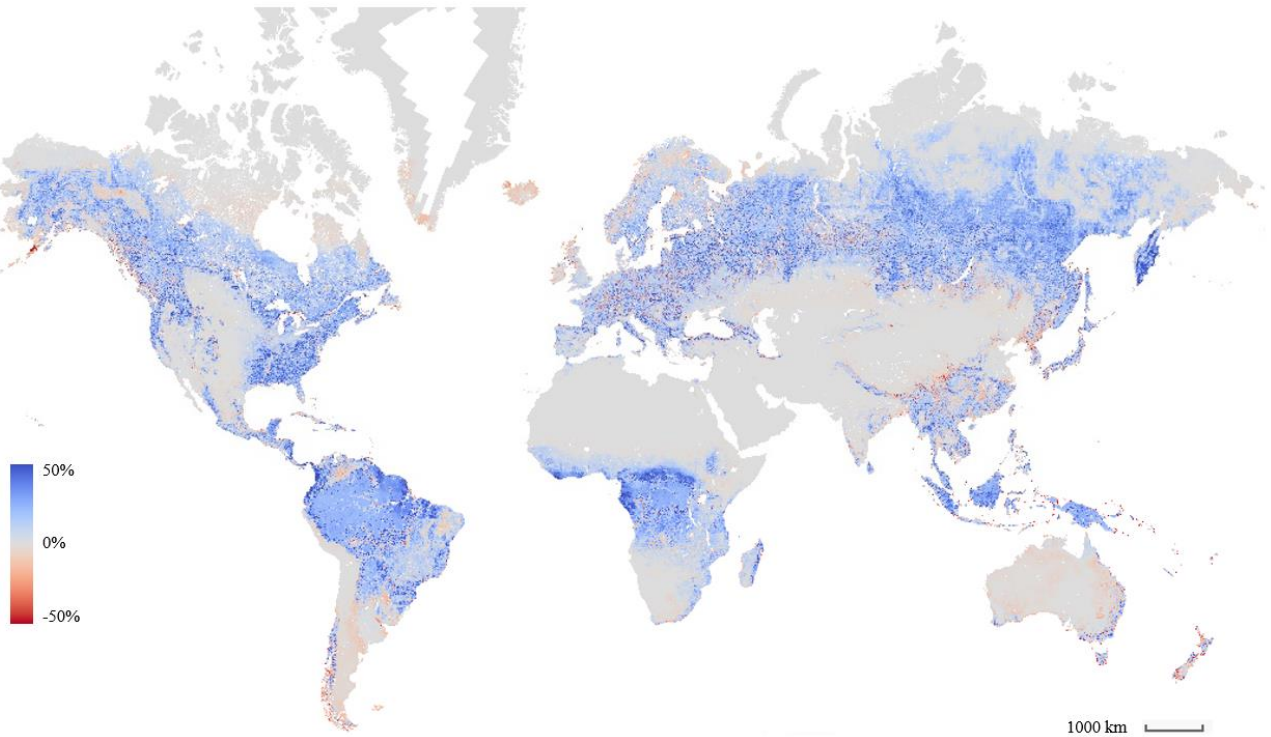


FIGURE 9 – DISTRIBUTION DE LA DIFFÉRENCE ABSOLUE ENTRE LES DENSITÉS FORESTIÈRES ENTRE HANSEN ET SEXTON ( $CF_{HANSEN} - CF_{SEXTON}$ )

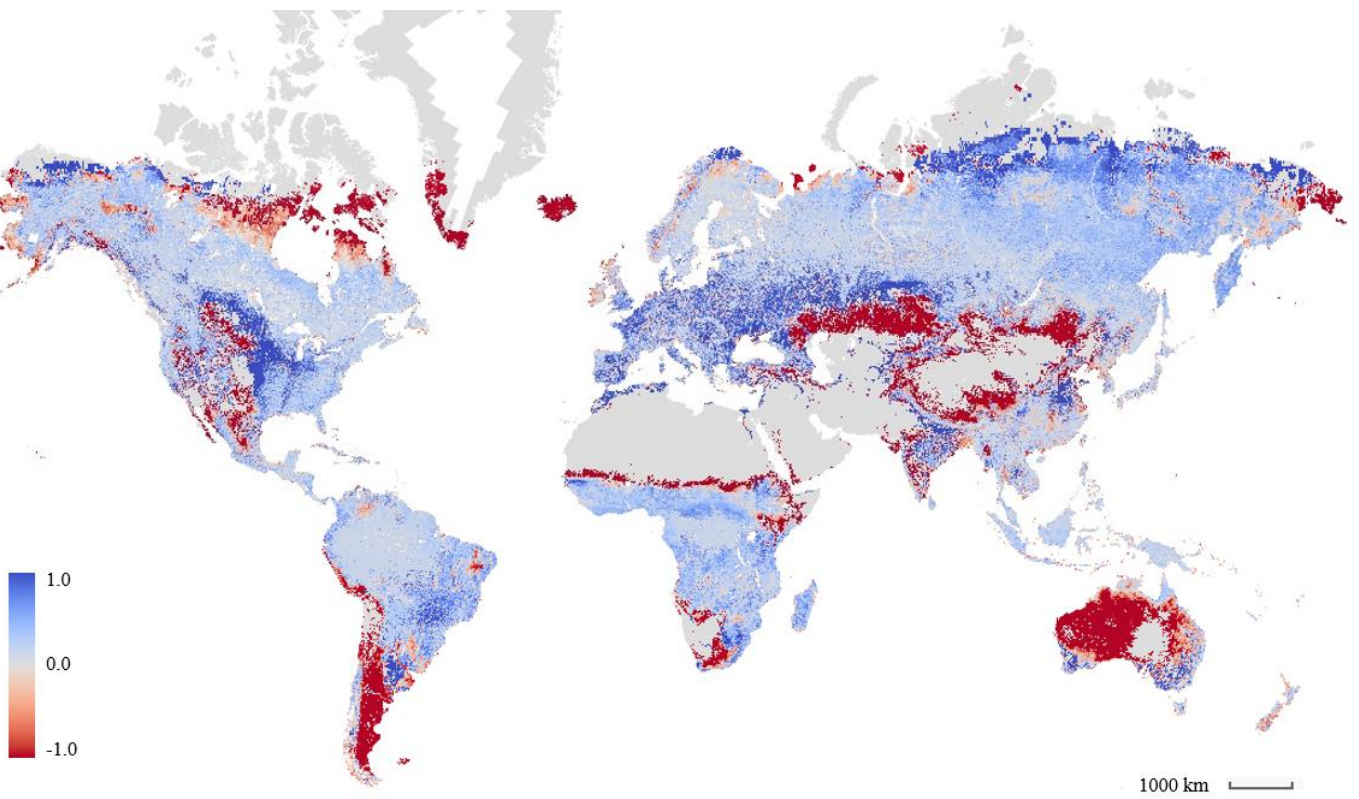


FIGURE 10 – DISTRIBUTION DE LA DIFFÉRENCE NORMALISÉE DE LA DENSITÉ FORESTIÈRE ENTRE HANSEN ET SEXTON

## 3.2. Comparaison des définitions

Il existe des différences majeures dans l'estimation de la canopée entre Hansen et Sexton (Figure 11 ; Tableau 3). Dans l'ensemble, Hansen estime des étendues plus importantes à l'exception de la définition CF>0%. Sexton semble posséder un seuil de saturation à partir de ~80% de CF.

A l'échelle globale, la différence des surfaces forestières totales relevées par définitions varie entre 0,4 et 1,6 millions d'hectare. Les CF>0% et CF>80% possèdent les différences les plus importantes entre les deux cartes (~1,63.10<sup>9</sup> ha). Tandis que la différence est moindre pour CF>10% (~0,36.10<sup>9</sup>) mais reste tout aussi importante en termes d'estimation de surface.

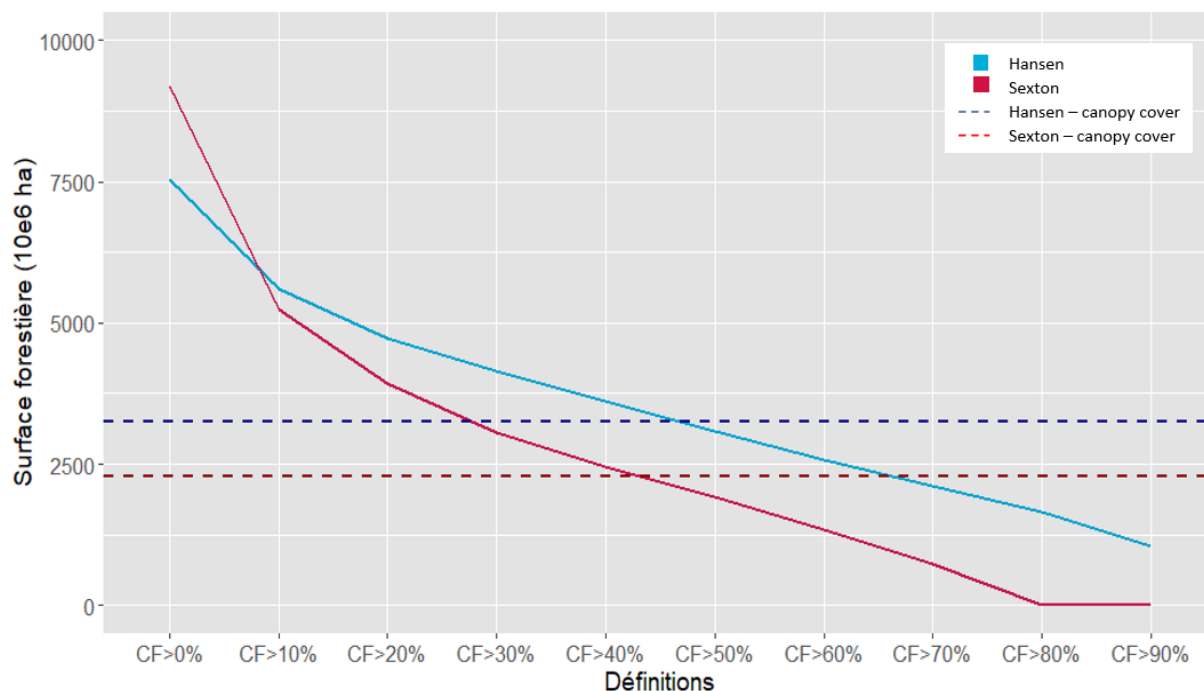


FIGURE 11 – SURFACE FORESTIÈRE TOTALE POUR CHAQUE DÉFINITION DE HANSEN ET SEXTON

TABEAU 3 – SURFACE FORESTIÈRE (10<sup>6</sup>HA) ET L'ÉCART ENTRE HANSEN ET SEXTON POUR CHAQUE DÉFINITION

Définition	Surface forestière totale (10 <sup>6</sup> ha)		Différence (10 <sup>6</sup> ha)
	Hansen	Sexton	
Canopy cover	3.259,78	2.288,48	971,29
CF>0%	7.541,56	9.175,91	- 1.634,35
CF>10%	5.598,08	5.240,51	357,57
CF>20%	4.739,40	3.921,59	817,81
CF>30%	4.144,30	3.070,92	1.073,38
CF>40%	3.615,82	2.451,48	1.164,34
CF>50%	3.077,12	1.911,27	1.165,85
CF>60%	2.563,17	1.334,37	1.228,80
CF>70%	2.126,58	732,02	1.394,56
CF>80%	1.643,79	11,97	1.631,82
CF>90%	1.049,51	~0,00	1.049,52

A l'échelle du biome, l'écart entre Hansen et Sexton pour une définition, est plus importante qu'à l'échelle mondiale. Il en résulte des variations importantes entre les deux produits pour certains biomes et/ou définitions (Figure 12).

Premièrement, les milieux les plus secs comme les déserts (Biome2), les zones boisées méditerranéennes (Biome5), les milieux montagnards (Biome6), les milieux ouverts tempérés (Biome9), (Biome11) et les milieux ouverts tropicaux (Biome12), ont, par rapport aux autres définitions, un recensement de la canopée importante pour la définition  $CF > 0\%$ .

Cette différence est d'autant plus grande pour les valeurs de Sexton. Par exemple, dans le cas des déserts (Biome2), la différence entre  $CF > 0\%$  et  $CF > 10\%$  est respectivement de  $76.10^6$  ha et  $617.10^6$  ha pour Hansen et Sexton.

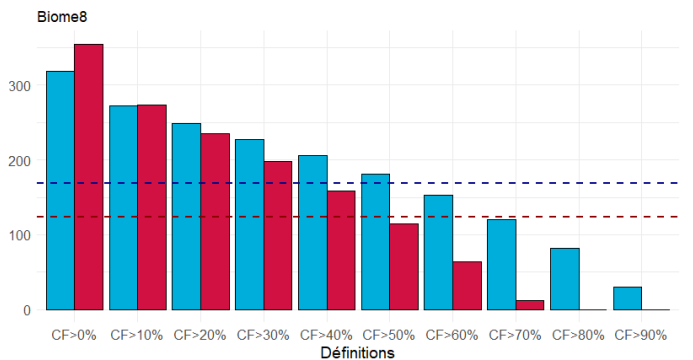
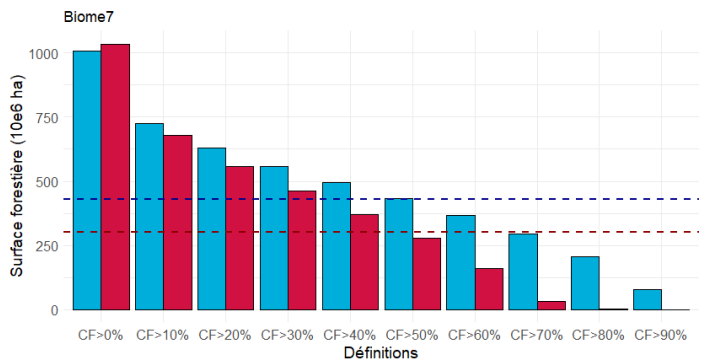
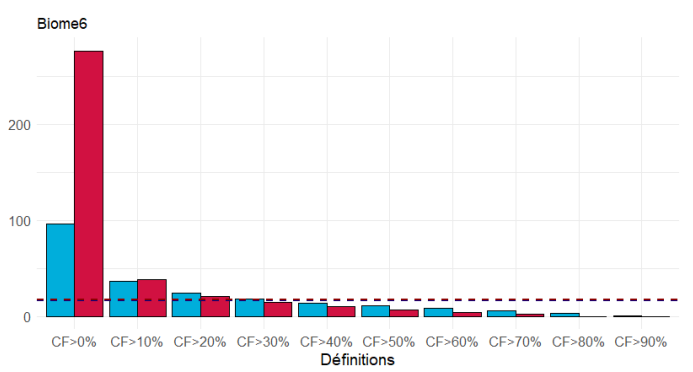
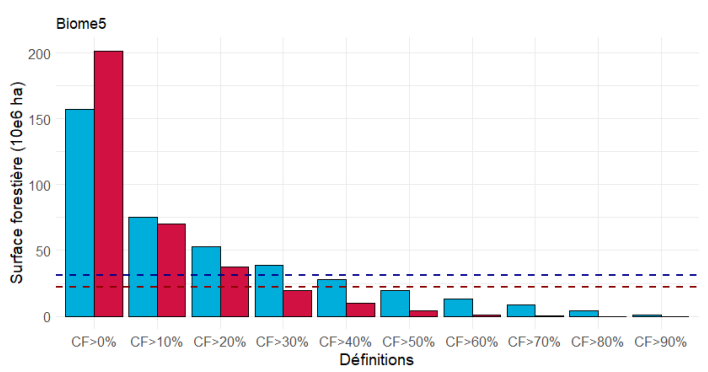
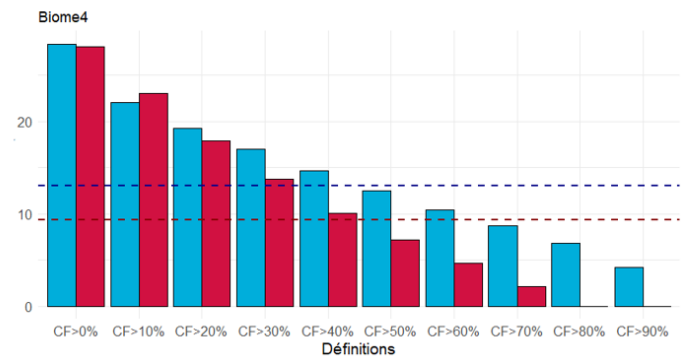
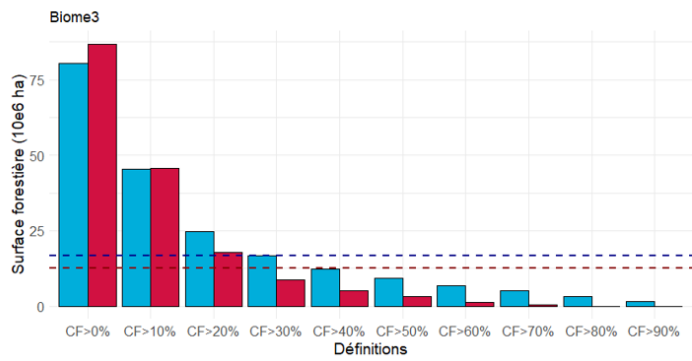
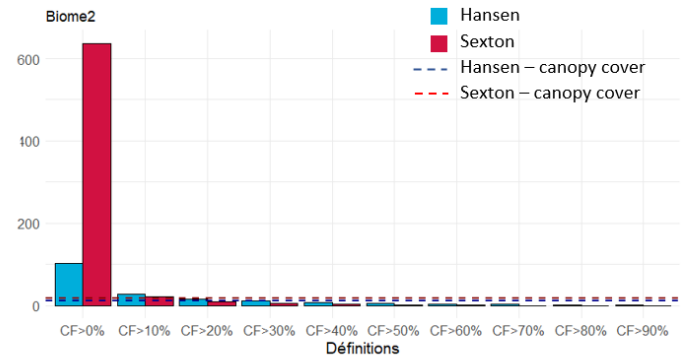
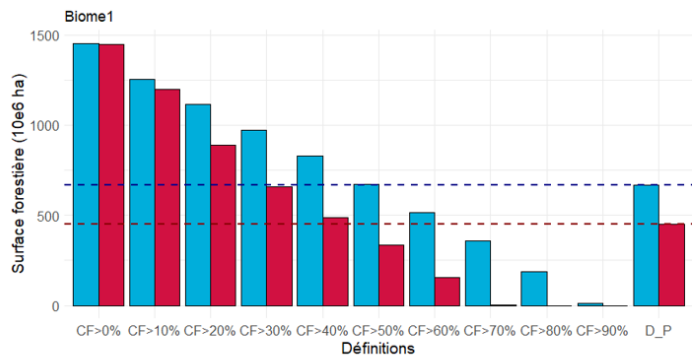
Un autre point est l'écart qui sépare les estimations de surface entre Sexton et Hansen est très grand en  $CF > 0\%$ . Il est, par exemple, pour les déserts (Biome2) de  $534.10^6$  ha en  $CF > 0\%$  et de  $4.10^6$  ha en  $CF > 50\%$ . Les estimations des étendus forestiers pour les autres définitions restent faibles par rapport à  $CF > 0\%$ , mais plus le milieu est humide, plus la différence des estimations des définitions augmente. Par exemple, pour les milieux ouverts tropicaux (Biome12) la différence entre les estimations de  $CF > 10\%$  et de  $CF > 20\%$  est de  $310.10^6$  ha pour Hansen, en parallèle, les milieux montagnards (Biome6) n'ont qu'une différence de  $12.10^6$  ha.

Deuxièmement, les milieux possédant un taux d'humidité élevé ou un bon apport en eaux tels que les forêts tropicales (Biome 13 et 8), les forêts tempérées de feuillus (Biome7) et les taïgas (Biome1), présentent une tout autre tendance. Les estimations de l'étendu de la canopée, toujours supérieures en  $CF > 0\%$ , décroissent de manière linéaire entre les différents seuils des définitions (voir figure en exemple). L'écart séparant les estimations de Hansen et Sexton n'est plus dominant en  $CF > 0\%$  mais dans les définitions intermédiaires voir plus strictes. Par exemple, les forêts boréales (Biome1) et les forêts tropicales humides de feuillus (Biome13) ont, respectivement, un écart entre les deux cartes de  $359.10^6$  ha pour  $CF > 60\%$  et de  $1028.10^6$  ha () pour  $CF > 80\%$ .

La différence de surfaces recensées entre deux seuils, CF, donne des écarts plus ou moins homogènes dans chaque biome. La différence la plus importante reste entre  $CF > 0\%$  et les  $CF > 10\%$  que ce soit pour les données de Hansen ou de Sexton. Cependant, elle augmente entre  $CF > 70\%$  et  $CF > 80\%$  ainsi qu'entre  $CF > 80\%$  et  $CF > 90\%$  dans le cas de Hansen. Tandis que dans le cas de Sexton, les écarts chutent très fortement. Les seules exceptions sont pour les forêts tropicales humides de feuillus (Biome13) où la différence entre  $CF > 70\%$  et  $CF > 80\%$  est de  $638.10^6$  ha ce qui est  $\sim 3,5$  fois plus grande que l'écart observé en  $CF > 0\%$  et  $CF > 10\%$ . Pour ce biome, une saturation du modèle spatial pour un seuil de 80% est visible dans le cas de Sexton.

Pour finir, les milieux restants suivent une tendance intermédiaire aux deux groupes principaux. Les prairies inondées (Biome3), les mangroves (Biome4) et les forêts tropicales de conifères (Biome10) ont un taux d'humidité plus élevé que les milieux arides mais la quantité de végétation est plus faibles que celle recensées pour les forêts plus humides. Une des raisons est que ces milieux recouvrent beaucoup moins des terres émergées du globe. Les écarts entre Hansen et Sexton sont moindres par rapport aux autres milieux. Dans l'ensemble, ce sont les mangroves qui ont, avec  $3,9.10^6$  ha, la moyenne des écarts la plus faible, ce qui reste des différences non négligeables. Les différences entre définitions sont plus petites. Elles suivent une courbe décroissante exponentielle pour les prairies inondées (Biome3) et les forêts tropicales de conifères (Biome10) que ce soit pour Hansen ou pour Sexton. Tandis que les mangroves (Biome4) suivent une fonction décroissante linéaire.

La définition "Canopy cover" permet de moyenniser les estimations de la surface de la canopée. Elle peut être un point de repère de la surestimation et de la sous-estimation des autres définitions. Elle conserve les écarts qui existent entre Hansen et Sexton, mais elle se rapproche au mieux de la médiane des écarts propres à chaque biome. Elle est donc robuste face aux extrêmes relevés.



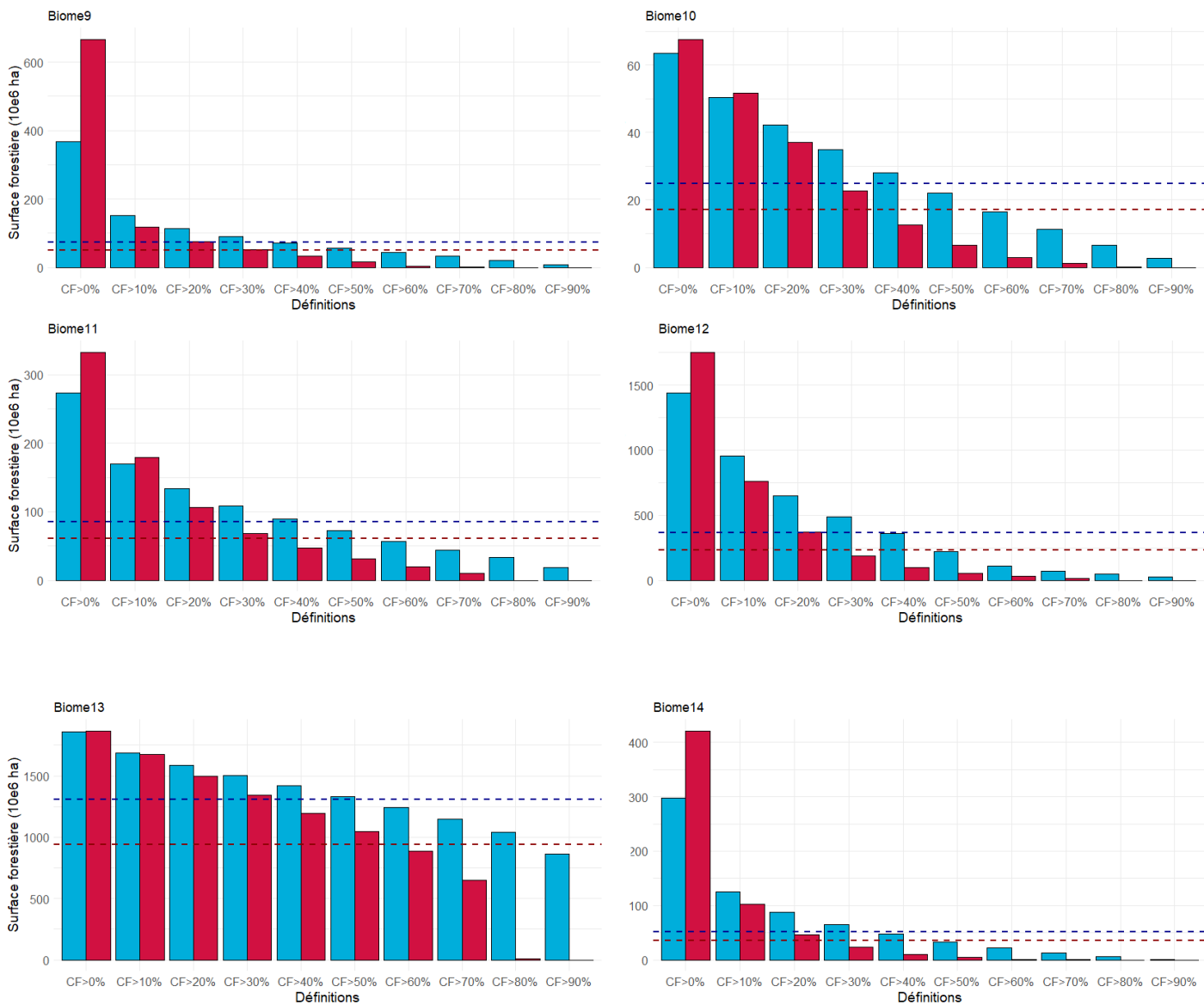


Figure 12 – Estimations des surfaces forestières de Hansen et Sexton pour chaque définition pour quelques biomes

### 3.3. Comparaison entre les couvertures de la canopée Hansen et Sexton d'une carte distributive des biomes selon la définition

La comparaison des produits de Hansen et Sexton sur une carte de distribution des biomes indique un désaccord plus ou moins grand (Figure 13). Ces figures permettent de mettre en évidence les écarts existants entre les estimations de la canopée de Hansen et Sexton pour chaque définition. Ces écarts sont de l'ordre du million d'hectares, des valeurs non négligeables lors de l'interprétation d'un milieu (Tableau 4).

Pour l'ensemble des définitions Hansen estime des surfaces forestières plus élevées. A l'exception de CF>0% où les estimations sont supérieures chez Sexton pour tous les biomes. Il est possible de visualiser l'écart des estimations de Hansen et Sexton pour les milieux arides pour lesquels il est particulièrement important, comme mentionné précédemment.

CF>10% possède à la fois une ligne de régression parallèle à la ligne 1 :1 et une bonne distribution des estimations autour de cette ligne. Cette définition apporte le plus de cohérence entre Sexton et Hansen. Il permet la meilleure comparaison des interprétations entre les deux produits, sans pour autant donner une estimation surfacique de la canopée correcte.

CF>80% appuie sur l'existant d'un seuil à partir de ~80% de couverture arborée chez Sexton. En effet, Hansen continue à proposer des estimations de l'étendu forestière de l'ordre du million d'hectares. Tandis qu'il n'y a que peu de surfaces relevées chez Sexton à partir de 80% et aucune après 90%.

La définition « Canopy cover » comme énoncée précédemment, est utilisée comme une référence de l'ensemble des définitions. Il en ressort des estimations surfaciques plus élevées du côté de Hansen à l'exception des biomes les plus arides : les déserts (Biome2) et les milieux montagnards (Biome 6). Pour lesquels, Sexton relève, respectivement, 5,89.10<sup>6</sup> ha et 1,15.10<sup>6</sup> ha de plus. Plus la surface forestière est imposante au sein du milieu, plus l'écart entre Hansen et Sexton se creuse (Tableau x). Les milieux tropicaux humides (Biome13) possèdent les surfaces boisées plus importantes pour Hansen, et pour Sexton. L'écart entre les deux atteint 367.10<sup>6</sup> ha, à peu près deux tiers de la forêt amazonienne en termes de différence d'interprétation.

TABLEAU 4 – SURFACE RELATIVE (%) DES BIOMES POUR LA DÉFINITION “CANOPY COVER” ET LES ÉCARTS (10<sup>6</sup> HA) QUI EN DÉCOULENT

Biome	Surface de la canopée (%)		Différence (10 <sup>6</sup> ha)
	Hansen	Sexton	
Biome1	45,57	30,62	219,25
Biome2	0,42	0,64	5,89
Biome3	14,88	11,36	3,93
Biome4	44,31	31,77	3,69
Biome5	9,55	6,88	8,70
Biome6	3,39	3,63	1,15
Biome7	34,81	24,53	126,58
Biome8	45,27	33,10	45,34
Biome9	7,04	4,80	23,40
Biome10	36,39	25,09	7,68
Biome11	22,35	15,92	24,65
Biome12	17,19	10,96	132,13
Biome13	67,84	48,79	251,17
Biome14	7,57	5,18	16,51

A l'échelle locale, les pays suivent les mêmes tendances que les biomes (Figure 14). L'échantillonnage représentant l'ensemble des biomes ne pouvait que suivre la tendance de ces derniers. Comme pour les biomes, un désaccord est marqué entre Hansen et Sexton pour l'ensemble des définitions. Pour  $CF > 0\%$ , les pays possédant une grande quantité de milieux boisés ouverts et désertiques, comme la Chine, la Mongolie et l'Australie, qui montrent un écart important entre les estimations de Sexton et Hansen.

Pour les définitions  $CF > 10\%$  à  $CF > 20\%$ , les cartes possèdent une bonne cohérence entre les pays ( $r^2 \sim 0,95$ ) mais l'écart séparant le droit de régression à la ligne 1 : 1 indique un écart systématique entre les produits de Hansen et Sexton.

Un seuil de saturation est observable à partir de  $CF > 80\%$  pour le modèle de Sexton. Tout comme les biomes, les pays ayant une proportion de forêt élevée ont un écart entre les estimations de Hansen et Sexton de plus en plus marqué au fur et à mesure que les définitions deviennent plus strictes. Par exemple : la Papouasie Nouvelle Guinée, le Gabon et Guyane Française.

Il existe cependant des divergences avec les biomes. Les pays sont composés en général de plus d'un biome. De plus, il existe diverses écorégions composant un biome et celles-ci peuvent être propre à chaque pays offrant une composition arborée différente à une autre région du même biome. Comme par exemple, la Nouvelle Zélande ou le Brésil, qui expriment aux mieux les tendances des biomes qui les composent.

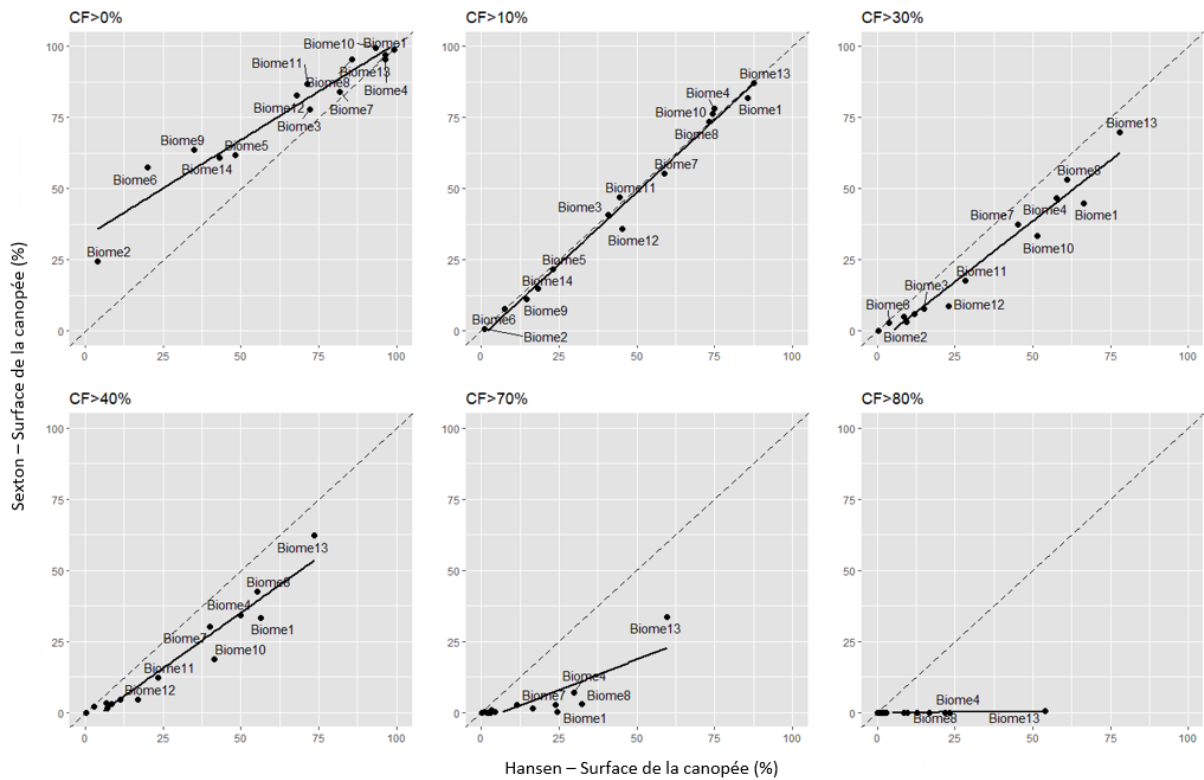
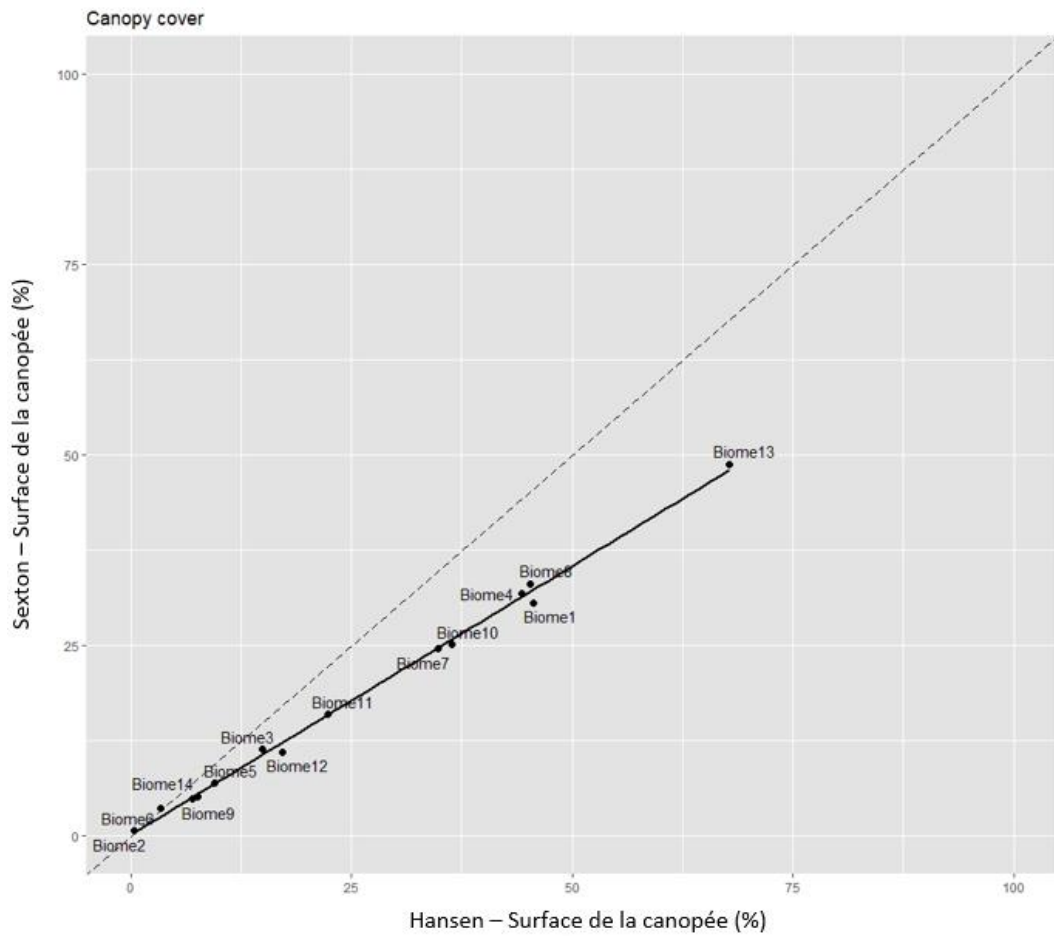


FIGURE 13 – COMPARAISON ENTRE LES ESTIMATIONS DE HANSEN ET SEXTON À L'ÉCHELLE DES BIOMES POUR « CANOPY COVER » ET DES DÉFINITIONS À CF FIXE.



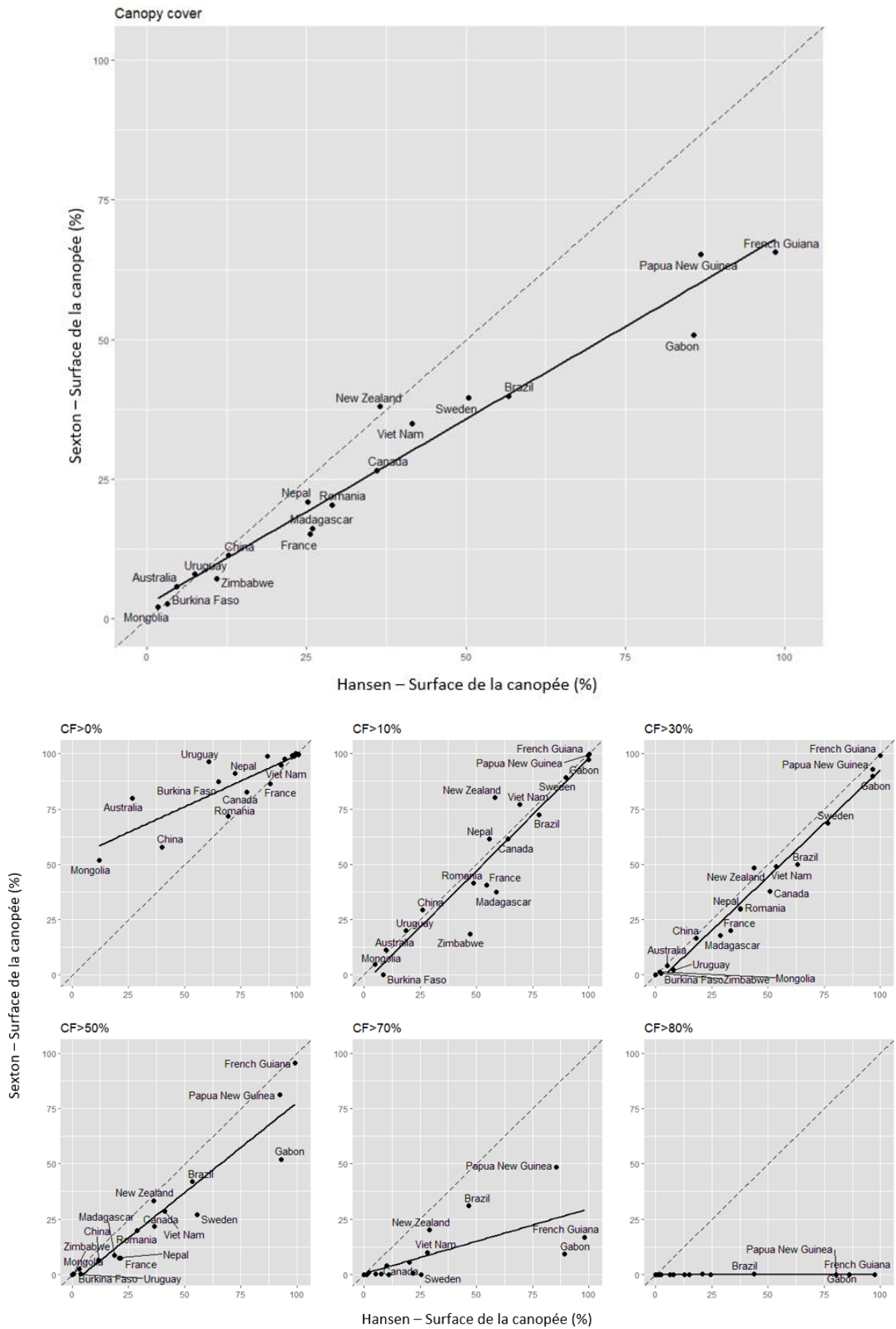


FIGURE 14 – COMPARAISON ENTRE LES ESTIMATIONS DE HANSEN ET SEXTON À L'ÉCHELLE DES PAYS POUR « CANOPY COVER » ET DES DÉFINITIONS À SEUIL FIXE

### 3.4. Comparaison des taux de déforestation

La comparaison des taux de déforestation en fonction des biomes (Figure 15) ne montre pas de réelle cohésion entre les deux produits ( $r^2=0,122$ ). Il existe deux variables bien distingués, les milieux désertiques (Biome2) et les milieux méditerranéens (Biome5). Pour ceux-ci, les pertes de déforestation sont bien supérieures chez Hansen. La formule utilisée permet de mettre en évidence les milieux présentant d'importantes surfaces de déforestation montre des taux supérieurs aux autres milieux. Les autres biomes possèdent de petits taux. Ils sont minimisés à la fois par l'intervalle de temps (10 ans) et à la fois par la moyenne des pertes annuelles.

A l'échelle globale, pour un CF > 25%, le taux de déforestation de Hansen est supérieur à celui de Sexton. En comparaison, avec les chiffres de l'évaluation de la FAO (FAO, 2020), ce dernier est, respectivement, plus important de ~4 et ~12 de fois, de Hansen et Sexton. Il est à noter que la définition n'est pas équivalente entre l'organisme et les cartes. Il est donc demandé de prendre avec précaution la comparaison des produits

Tableau 5 – Taux de déforestation pour la FAO (FAO, 2020), Hansen et Sexton

	<b>FAO</b>	<b>Hansen</b>	<b>Sexton</b>
Définition	CF $\geq$ 10%	CF > 25%	CF > 25%
Taux de déforestation	15, 1 (10 <sup>6</sup> ha/an)	3,673 (10 <sup>6</sup> ha/an) 0,0832 (%/an)	1,215 (10 <sup>6</sup> ha/an) 0,0336 (%/an)
Méthodes	Echantillonnage	Wall-to-Wall	Wall-to-Wall

### 3.5. Comparaison des mesures du FRA à l'échelle du pays

La comparaison avec les informations fournies par le FRA (FAO, 2022) des surfaces de la canopée (Figure 16) et des taux de déforestation (Figure 17) pour différents pays fait apparaître des différences. Les produits Hansen et Sexton estiment des superficies supérieures au FRA avec une différence des moyennes ~13%. Les exceptions sont Zimbabwe, le Burkina Faso, l'Australie et la Mongolie. La covariance de Pearson est un indice statistique permettant d'observer une relation entre deux ensembles de données. Bien que la corrélation entre Hansen et Sexton soit supérieure, il met en évidence qu'il existe une corrélation correcte entre les estimations du FRA avec celle de Hansen (0,89) et de Sexton (0,83).

Pour les taux de déforestation, le FRA estime en moyenne des taux de déforestation plus élevés. Les taux de Hansen sont supérieurs à ceux de Sexton. Cela suit les résultats obtenus à l'échelle globale. La corrélation est dite parfaite entre Hansen et Sexton. A l'opposé, les produits ne sont pas corrélés aux taux de déforestation du FRA montrant un fort désaccord entre eux.

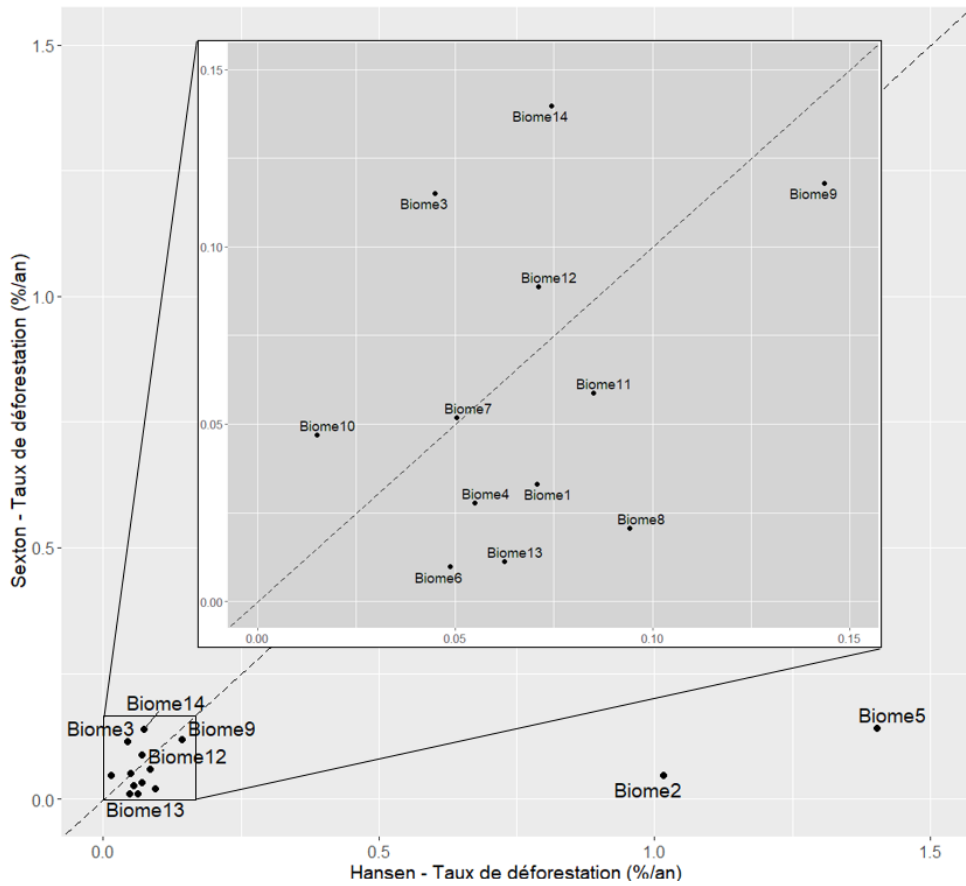


Figure 15 – Comparaison du Taux de déforestation par pays pour Sexton et Hansen entre 2000 et 2010 avec  $CF > 25\%$

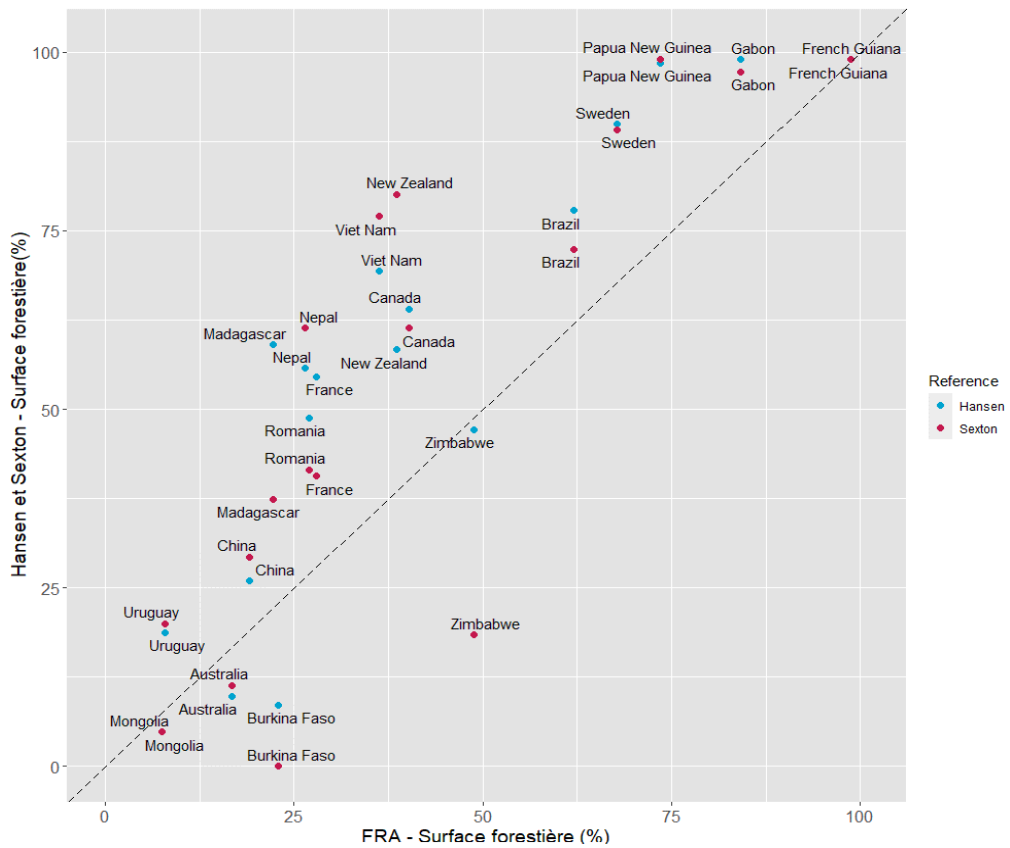


FIGURE 16 – COMPARAISON DES ESTIMATION DES SURFACES FORESTIÈRES ENTRE LES VALEURS DU FRA ET CELLES DE HANSEN ET SEXTON

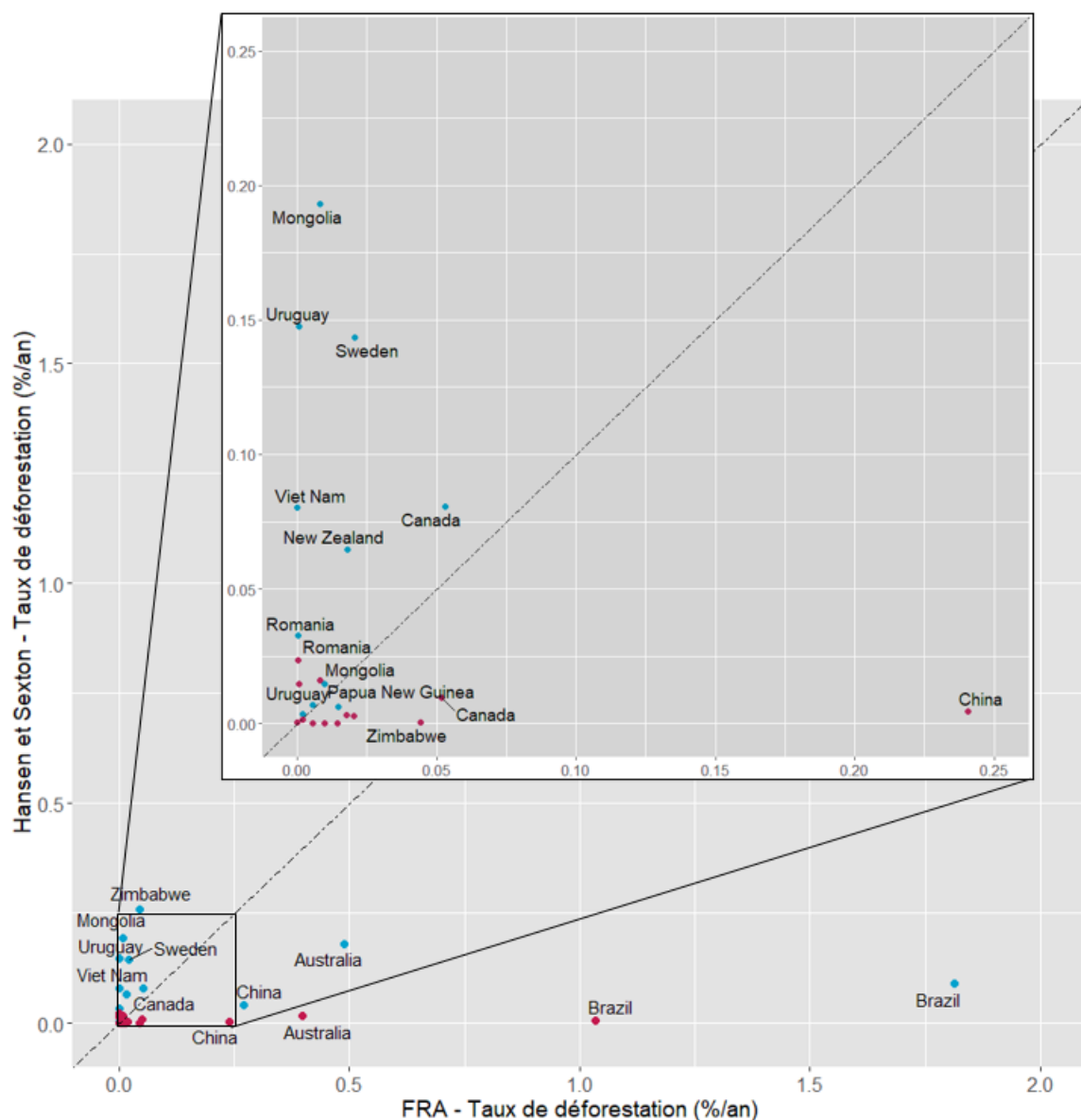


FIGURE 17 – COMPARAISON DES TAUX DE DÉFORESTATION DU FRA AVEC CELLES DE HANSEN ET SEXTON, ENTRE 2000 - 2010

TABEAU 6 – COMPARAISON DE LA COUVERTURE FORESTIÈRE ET DES VALEURS DE COVARIANCES DE PEARSON POUR LES PAYS

	Reference	Couverture de la canopée	Taux de déforestation
Moyenne entre les pays de la surface forestière (%)	Hansen	55,146	0,089
	Sexton	52,291	0,006
	FRA	40,455	0,417
Covariance (Pearson)	Hansen-Sexton	0,945	1
	Sexton-FRA	0,888	-0,023
	Hansen-FRA	0,827	0,037
Nombre de pays		18	14

## 4. Discussions

### 4.1. Impact des différents produits existants sur la compréhension de l'étendue des forêts

Des différences de l'étendue de la canopée sont observables dans tous les biomes entre les deux produits, Hansen et Sexton. Elles sont de l'ordre du million d'hectares pour tous les biomes et de millier d'hectares pour les pays. Ce sont des valeurs non négligeables lors de l'estimation de la surface de la canopée d'un milieu. Les interprétations faites sur les estimations des surfaces forestières varient selon deux facteurs. Le premier est le produit de couverture de la canopée de référence employée et le second est la définition utilisée. Ces deux facteurs sont intrinsèquement liés.

Pour tous les biomes, Sexton estime des surfaces forestières plus élevées que Hansen dans les couvertures arborées comprises entre 0% et 10%. La différence est d'autant plus grande pour un milieu possédant une faible densité boisée, et présentant des parcelles forestières de petites tailles isolées (Bastin *et al.*, 2017). Pour les cas les plus extrêmes, les milieux désertiques (Biome2) et les milieux ouverts montagnards (Biome6), les estimations de Hansen ne font que 16% et 32% des surfaces relevées par Sexton, pour un CF>0%. Tandis que pour les milieux densément boisés, l'écart entre les valeurs de Hansen et de Sexton est de ~10%. Ces écarts sont particulièrement visibles dans les plaines arides d'Australie, d'Argentine, les terres volcaniques islandaises, à la frontière des déserts chauds de Gobi et du Sahara, des déserts de glace dans les toundras du Canada et du Groenland.

Cependant certains milieux ouverts sont recensés uniquement par Hansen, comme les prairies tempérées (Biome9) au centre-est des États-Unis, au Nord du Kazakhstan et les frontières avec des déserts de glace (Biome14) dans le Sud-ouest du Canada et une partie du Nord de la Sibérie. A l'échelle du biome, ces recensements par Hansen restent plus faibles dans l'ensemble mais pourraient expliquer le peu d'écart entre les estimations de Hansen et Sexton pour un CF>0% dans les milieux boréaux (Biome1).

Ces écarts entre les deux cartes ont un impact sur le management des milieux ouverts. A quelques exceptions près, le modèle spatial de Hansen aura tendance à sous-estimer la surface de la canopée dans ces milieux, en signalant une absence de ressources bois. Cela amène des différences majeures dans l'estimation des quantités de stock de carbone de la biomasse aérienne. Par exemple, dans le cas des déserts (Biome2), la différence du stock entre Hansen et Sexton est de 7,57 Tg C tandis qu'elle n'est que de 0,12 Tg C pour les forêts tropicales humides (Biome13).

A l'inverse, Hansen a tendance à estimer des étendues plus élevées dans les couvertures arborées intermédiaires et denses. L'écart entre les deux cartes tend à augmenter avec des milieux denses et humides. Par exemple, pour un CF>50%, les forêts tropicales de conifères (Biome10) ont un écart de 15.10<sup>6</sup> ha, pour 281.10<sup>6</sup> ha dans les forêts tropicales humides (Biome13). De plus, Hansen estime des étendues supérieures pour des couvertures arborées importantes. Alors qu'Hansen conserve un CF sur une plus grande surface, les densités de la couverture arborée de Sexton diminuent. Cela a pour effet d'augmenter les écarts entre les cartes en frontière de milieux denses. Ces écarts sont observables en bordure des forêts tropicales humides (Biome13), des forêts tempérées feuillues et mixtes (Biome7) et des forêts boréales (Biome1). A ceci se rajoute, l'observation qui montre que Sexton possède un seuil de saturation de la couverture arborée à ~80% (Sexton *et al.*, 2013), tandis que le seuil de Hansen est fixé à 95% (Galiatsatos *et al.*, 2020). Ce seuillage biaise les estimations pour des milieux denses. Principalement Sexton estime à la fois moins de surface forestière pour des seuils de la couverture arborée supérieur à 10-20% et moins de couverture arborée supérieur à 80% par rapport à Hansen. Cette différence impacte la gestion des territoires principalement dans les milieux tropicaux et milieux humides.

Les produits de Hansen et Sexton sont deux produits qui permettent l'estimation de la surface de la couverture arborée. Ils servent avant tout d'aide au suivi de la dynamique forestière. Aucun des deux ne donne une estimation exacte. Ils possèdent chacun leurs erreurs dans l'estimation du pourcentage de la couverture arborée. Sexton visualise mieux les milieux de faible densité arborée tandis qu'Hansen donne de meilleures estimations pour les milieux de grande densité arborée. Il est tout à fait possible qu'ils surestiment aussi ces milieux. Ces différences d'estimations du pourcentage de la couverture arborée peuvent impacter l'estimation de densité carbone de la biomasse aérienne (AGBC) (Spawn et al., 2020). La création d'une carte AGBC à partir de Hansen estimera des quantités de carbone stocké plus importantes dans les biomes de forte densité forestière tels que la zone pantropicale et les forêts tempérées. Par contre, l'utilisation de Sexton permettrait de prendre en compte les réservoirs de carbone des milieux de faible densité arborée comme les savanes et les prairies arbustives.

Dans le cas pratique d'un projet de reboisement tenue par une ONG. Cette dernière souhaite déterminer les surfaces boisée et non boisée afin d'estimer la surface à planter. Elle n'obtiendra pas les mêmes résultats selon le produit et la définition employée. Dans cet exemple cet écart de surface forestier entre produit impacte à la fois la logistique ainsi que le budget à avancer pour le projet.

Les différences observées entre les produits proviennent à la fois de l'utilisation de MODIS VCF en tant que données d'entrée des modèles, des méthodes d'arbres de régressions employés et des contraintes technologiques existantes.

#### i. MODIS VCF

MODIS VCF (Hansen *et al.*, 2002) est une base de données raster capable d'identifier le type de surface : arboré, sans végétation et sol nu. L'utilisation de ce dernier est un sujet de débat. Sa distribution dite continue de la couverture arborée présente des biais. Ceux-ci sont issus, d'un premier temps, de la nature de la méthode de classification CART (Classification And Regression Trees) (Breiman, 1984) qui crée des discontinuités dans la prédiction en pourcentage de la couverture arborée (Hanan *et al.*, 2013). Il en résulte d'une confusion dans la capacité de déduction de la présence, l'intensité et l'emplacement des discontinuités de la canopée. Dans un second temps, un échantillonnage d'entraînement de distribution asymétrique intégré dans CART induit des erreurs de classification (Gerard *et al.*, 2017). Les erreurs systématiques observées sont la surestimation et sous-estimation du pourcentage de la couverture arborée menant lors d'agrégations à des classes de valeurs moyennes dominantes de 0%, 25%, 50% et 80% (Gerard *et al.*, 2017). C'est ce qui explique le seuil de saturation à ~80% pour le Landsat de Sexton, bien que ce dernier adoucît la saturation par des données Landsat 7 ETM+ (Sexton *et al.* 2013).

Bien que son utilisation soit controversée, il reste grandement employé car il est l'un des seuls produits qui permette de délimiter la couverture de la canopée à partir d'un pourcentage de la couverture arborée à fine résolution (Sexton *et al.*, 2013 ; Hansen *et al.*, 2013). MODIS a tendance à surestimer la couverture arborée dans les milieux agricoles et les milieux boisés ouverts, ainsi qu'à sous-estimer les milieux de densité importante due à son niveau de résolution (Sexton *et al.* 2013 ; Churches et al, 2014). Ces lacunes rendent difficile l'estimation de la canopée pour des couvertures très denses comme les forêts tropicales humides, principalement chez Sexton (Sexton *et al.*, 2013).

#### ii. Les modèles d'arbres de régressions

Les modèles employés par Sexton, « boosting » sont en théorie plus efficaces mais ils présentent des biais si la distribution est asymétrique (Quinlan, 1996). Ce qui est le cas des données d'entrée MODIS VCF qui ont des lacunes dans les données pour les couvertures arborées supérieures à 80% et possèdent une abondance d'information pour les couvertures arborées très faibles. Le modèle va produire plus

d'erreurs dans l'estimation des CF > 80% car moins d'observations sont apportées. Cela explique le seuillage à ~80% et de la surestimation de la couverture arborée des milieux faiblement boisés pour Sexton.

La création de catégories de classement pour l'arbre de régression par classe « bagging » de Hansen, a permis de limiter le seuillage hérité par MODIS VCF. De plus cette méthode permet de prendre en compte les valeurs manquantes des pixels écartés lors des processus de filtrage. En revanche, la moyenne des prédictions pour obtenir la prédiction finale apporte des biais supérieurs au modèle de « boosting » (Quinlan, 1996 ; Roca, 2019). Cela revient à dire que Hansen donne de meilleures estimations que Sexton pour les milieux denses et possédant une humidité importante. Mais les erreurs du pourcentage de couverture arborée sont plus importantes que celle de Sexton.

### iii. Les contraintes environnementales et technologiques

La présence abondante de nuages, d'ombres liés aux paysages et aux nuages, ainsi que les points d'eau permanents, sont des facteurs limitants dans les travaux de mesure de la canopée.

Lors de la sélection de scène durant la période phénologique de croissance, les scènes manquantes sont remplacées par des scènes hors saison tout en minimisant l'écart de temporalité. Il est possible que les images de remplacement donnent des couvertures de la canopée bien différentes (Bodart *et al.*, 2013). Pour minimiser ce phénomène, Hansen et Sexton ont créé des images multi-dates mais des pixels manquants persistent suite à une lacune dans les banques d'images pour certaines zones durant différentes années (Sexton *et al.* 2013).

La présence abondante de nuages limite l'application de la télédétection optique des produits Landsat et la capacité de déterminer les classes de végétaux. Ce qui est le cas des forêts tropicales humides (Biome13) (Jofack Sokeng *et al.*, 2019 ; Gross *et al.*, 2018). Bien que des masques et des filtrations de nuages soient appliqués, des pixels avec des nuages ou d'ombre de nuages persistent au-dessus des forêts tropicales (Huang, 2010). Ce qui peut biaiser les résultats obtenus dans ce biome principalement chez Sexton.

Les images de Google Earth possèdent, elles aussi, leurs limites. Il est possible de retrouver des couvertures manquantes, des images de faibles qualités et la présence importante de nuages. Ce qui peut amener de la subjectivité lors d'interprétations d'images par écran, et les caractéristiques du paysage peuvent l'accentuer (Estoque *et al.*, 2018). Hansen utilise cette technique pour créer un jeu d'entraînement de changement/pas de changement pour les pertes et les gains (Hansen *et al.*, 2013). Pour Sexton, c'est une validation des zones forestières et non forestières, sur image de Google Maps et Landsat (Sexton *et al.*, 2013).

## 4.2. Impact des différentes définitions existantes sur la compréhension de l'étendu des forêts

Le seuil de la couverture arborée fixé impacte l'interprétation des surfaces de la canopée pour un modèle spatial. Son choix peut mener à de la surestimation ou la sous-estimation forestière d'un milieu.

Si une valeur de CF > 50% est fixée, tous les milieux ouverts de densité arbustive faible ne sont pas pris en considération, tels que les savanes boisées. A l'inverse, les forêts denses peuvent être surestimées par ce seuil. Comme il a été démontré par Sexton *et al.* (2015) ce sont les savanes, les milieux boisés de faible densité qui sont le plus touchés par le seuil de la couverture arborée.

La définition « Canopy cover » (Bastin *et al.*, 2019) permet de s'abstenir du facteur seuil, CF. Il est possible d'estimer la réelle couverture de la canopée en prenant compte les pourcentages de couvertures arborées de chaque milieu. Les estimations extrêmes de la canopée par des définitions trop strictes ou trop ouvertes sont moyennées par cette définition. Cependant, cette définition est sensible aux biais

occasionnés par les produits Hansen et Sexton. En effet, les écarts d'estimations de surface sont maintenus. Ils se rapprochent de la médiane des écarts entre Hansen et Sexton de l'ensemble des définitions. Il en revient que les milieux ouverts ont une meilleure cohérence entre les deux cartes par rapport aux milieux densément arborés.

« Canopy cover » montre toute la complexité de choisir un seuil universel pour englober au mieux les différents écosystèmes. En comparant avec les définitions à seuil fixe pour les biomes, ces estimations sont comprises entre les valeurs de  $CF > 20\%$  et  $CF > 60\%$  pour Hansen et entre les valeurs de  $CF > 10\%$  et  $CF > 50\%$  pour Sexton. Le choix d'une valeur fixe conduit directement à la perte d'information. Il est nécessaire de fixer les objectifs de l'étude pour réaliser au mieux le choix de la définition.

Il a été remarqué que plus un milieu possède une grande proportion de surfaces forestières, plus l'écart entre Hansen et Sexton est grand pour les définitions strictes. Tandis que pour la définition  $CF > 0\%$ , l'écart est plus important pour des milieux ouverts. A l'échelle locale, ces observations peuvent varier en fonction de la composition en éco-régions des Pays. Par exemple, la Nouvelle Zélande possède des valeurs de Sexton supérieures à Hansen jusqu'à  $CF > 30\%$ . Une hypothèse est que le pays possède une faible densité arbustive avec un relevé plus important de parcelle boisée que les autres pays composés des mêmes biomes tel que la Roumanie. Le Brésil ainsi que le Gabon sont, quant à eux, composés principalement de forêts tropicales humides. Pourtant l'écart entre Hansen et Sexton, n'évolue pas réellement pour le Brésil, comparé au Gabon. La raison est qu'une bonne partie de son territoire est aussi recouvert de milieux ouverts tropicaux, tels que des prairies ou de savanes arbustives (Biome12). Le Brésil exprime au mieux les deux biomes (Biome12 et Biome13) les plus représentés sur son territoire.

La définition  $CF > 10\%$  permet de limiter le biais entre des produits Hansen et Sexton bien que l'écart reste important. Ce seuil, 10%, montre une cohérence entre les produits de Hansen et Sexton mais il ne signifie pas qu'il montrera la même cohérence avec un autre produit.

Ces différences aux niveaux des produits de la couverture de la canopée et des définitions peuvent amener à confusion. Cela peut poser problèmes pour les projets de divers organismes. Le FRA est un bel exemple de discordance entre les produits et les définitions employés. Dans l'ensemble le FRA sous-estime la surface de la canopée par pays par rapport à Hansen et Sexton. En général, l'ensemble des pays, à l'exception de certains pays comme l'Australie, suivent la définition de la FAO qui pose un seuil  $CF \geq 10\%$  pour une hauteur minimale des arbres à 5m. Pour certains, ces seuils ne sont pas mentionnés. De plus des méthodes de recensement de la canopée varient entre les pays. Cela va des estimations par relevé sur terrain, aux estimations par cartes satellitaires. Dans tous les cas, les méthodes ne sont pas identiques entre les pays. Elles possèdent chacune leur erreur d'estimation, biaisant ainsi la comparaison entre pays.

### 4.3. Impact des différents produits sur la compréhension de la déforestation

Comme pour la mesure de la canopée, le taux de déforestation varie en fonction du produit utilisé. Pour un seuil fixe à  $CF > 25\%$ , Hansen mesure un taux de déforestation globale faisant le double de celui de Sexton (Tableau 6). A l'échelle du biome, Hansen relève une déforestation accrue pour les milieux désertiques et ouverts montagnards.

Premièrement, ce sont principalement des forêts ouvertes de densité arborée faible ou intermédiaire qui subissent en premier lieu la déforestation. Les milieux denses comme les forêts tropicales humides, subissent plus une dégradation du couvert forestier par des coupes sélectives d'arbres cibles. Cette dégradation n'est pas mesurée par Hansen tandis qu'elle le peut par Sexton.



Deuxièmement, Hansen détectant moins de canopée dans les milieux ouverts, est plus sensible au fractionnement d'une grande parcelle boisée. Comparé à Sexton, il aura plus de mal à mesurer les îlots de boisement restant qu'il classera dans les pertes forestières.

Il existe aussi des écarts avec le taux de la FAO à l'échelle mondiale. Des travaux antérieurs ont montré dans le cas des forêts tropicales qu'il existait une surestimation de 25% des taux de déforestation de la FAO par rapport à celles de Hansen et Sexton. (Kim *et al.*, 2015). Ce biais provient - premièrement du seuil CF qui est fixé à 10% pour la FAO et de 25% pour Hansen - deuxièmement, de la méthode de recensement des pertes. Pour Hansen, les pertes sont déterminées en fonction du rayonnement réfléchi par une certaine communauté de végétaux qui est capté par les satellites (Hansen *et al.*, 2013). Le FRA réalise un échantillonnage des mesures fournis par les pays où la méthode est aussi variable en fonction du pays (FAO, 2020). Un dernier point est la définition de la déforestation. Celle-ci est définie par la FAO comme la transition d'une surface forestière en une autre activité anthropique ou naturelle. Hansen définit la déforestation comme le passage de la couverture arborée à ~0%. De plus, Hansen et Sexton, ne prennent pas en compte le type d'usage du sol. Par exemple, la transition d'une forêt primaire à une palmeraie, n'est pas prise en considération.

Que ce soit pour l'estimation du couvert de la canopée ou le taux de déforestation, une définition et une méthode cohérente est nécessaire pour pouvoir comparer de manière objective les estimations des pays et de manière globale (Kim *et al.*, 2015).

#### 4.4. Perspectives

Une perspective d'approfondissement de ce travail pourrait inclure un comparatif avec des cartes plus récentes à l'échelle globale. Par exemple, comparer des produits provenant de données Lidar. L'objectif serait de voir s'il existe des différences majeures d'interprétation entre des produits utilisant des technologies plus performantes dans la discrimination de la classe végétale arbustive.

Une autre perspective pourrait être dans une étude de la dynamique du paysage, une comparaison de l'impact des produits satellitaires à haute résolution sur l'évolution de la fragmentation dans un milieu. En effet, les désaccords de densités forestières pourraient directement interférer sur les études d'habitats d'espèces. Par exemple, Sexton pourrait détecter plus de tache boisée dans les milieux arides. Il estimerait un nombre plus important de refuge dans ces terres arides contrairement à Hansen.

## 5. Conclusions

Cette étude démontre que les estimations de la couverture arborée peuvent amener à des interprétations différentes en fonction des produits de la canopée et des définitions employées. Elle illustre la limite d'utilisation des modèles spatiales de haute résolution pour déterminer la couverture arborée.

Dans le cas de l'étude, il existe une différence significative entre les produits de Hansen et al. (2013) et de Sexton et al. (2013) à l'échelle globale, du biome et locale. La différence globale entre les deux produits atteint  $1,79.10^9$  ha, environ trois fois la forêt amazonienne. Les milieux ouverts sont mieux pris en compte par Sexton tandis que les milieux denses sont estimés plus justement par Hansen.

Cependant, cela ne signifie pas qu'un produit soit meilleur que l'autre pour l'estimation de la canopée d'un biome. Il serait plus judicieux de donner un domaine d'estimation de l'étendu de la canopée afin d'inclure l'incertitude qui réside entre les deux produits.

Le choix de la définition, plus précisément, le choix du seuil de la couverture arborée impacte les estimations de la surface arborée. Il n'existe pas un seuil universel du au caractéristiques écologiques de chaque milieu. Cependant la définition « Canopy cover » permet de mesurer la surface de la canopée en fonction du pourcentage de la couverture arborée. En plus de fournir une estimation logique de la couverture, cette définition aide à passer outre le choix du seuil à fixer.

Néanmoins, pour interpréter au mieux des valeurs provenant de deux produits de la couverture de la canopée, il est plus adéquat d'employer un seuil fixe. Dans le cas de la comparaison avec Hansen et Sexton, ce seuil est de 10% mais il peut varier entre deux produits. Ces différences impactent le suivi de la déforestation dans le monde. Il y a une différence de  $2,46.10^6$  ha de surface déforestée par an. Cette différence à un effet sur la mesure de la perte du stock de carbone de la biomasse forestière.

Par la comparaison avec les données du FRA, il en ressort qu'il est nécessaire, lors de la construction d'une base de données, d'employer une méthode et une définition unique et cohérente pour ressortir des estimations objectives de la couverture de la canopée.

## 6. Bibliographie

- Achard, F., Beuchle, R., Mayaux, P., Stibig, H.-J., Bodart, C., Brink, A., Carboni, S., Desclée, B., Donnay, F., Eva, H.D., Lupi, A., Raši, R., Seliger, R., Simonetti, D. (2014). Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology* 20, 2540–2554. <https://doi.org/10.1111/gcb.12605>
- Allan, R.P., Cassou, C., Chen, D., Cherchi, A., Connors, L., Doblus-Reyes, F.J., Douville, H., Driouech, F., Edwards, T.L., Fischer, E., Flato, G.M., Forster, P., AchutaRao, K.M., Adhikary, B., Aldrian, E., Armour, K., n.d. (2021). Summary for Policymakers 32.
- Angelsen, A. (2008). Moving Ahead with REDD: Issues, Options and Implications. CIFOR.
- Armston, J.D., Denham, R.J., Danaher, T.J., Scarth, P.F., Moffiet, T.N. (2009). Prediction and validation of foliage projective cover from Landsat-5 TM and Landsat-7 ETM+ imagery. *JARS* 3, 033540. <https://doi.org/10.1117/1.3216031>
- Asner, G.P., Warner, A.S. (2003). Canopy shadow in IKONOS satellite observations of tropical forests and savannas. *Remote Sensing of Environment, Large Scale Biosphere Atmosphere Experiment in Amazonia* 87, 521–533. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.08.006>
- Bai, Y., Feng, M., Jiang, H., Wang, J., Zhu, Y., Liu, Y. (2014). Assessing Consistency of Five Global Land Cover Data Sets in China. *Remote Sensing* 6, 8739–8759. <https://doi.org/10.3390/rs6098739>
- Bastin, J.-F., Berrahmouni, N., Grainger, A., Maniatis, D., Mollicone, D., Moore, R., Patriarca, C., Picard, N., Sparrow, B., Abraham, E.M., Aloui, K., Atesoglu, A., Attore, F., Bassüllü, Ç., Bey, A., Garzuglia, M., García-Montero, L.G., Groot, N., Guerin, G., Laestadius, L., Lowe, A.J., Mamane, B., Marchi, G., Patterson, P., Rezende, M., Ricci, S., Salcedo, I., Diaz, A.S.-P., Stolle, F., Surappaeva, V., Castro, R. (2017). The extent of forest in dryland biomes. *Science* 356, 635–638. <https://doi.org/10.1126/science.aam6527>
- Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C.M., Crowther, T.W. (2019). The global tree restoration potential. *Science* 365, 76–79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Belaidi, N. (2022). XGBoost: Tout savoir sur le Boosting. <https://blent.ai/xgboost-tout-comprendre/>
- Bonan, G.B., Doney, S.C. (2018). Climate, ecosystems, and planetary futures: The challenge to predict life in Earth system models. *Science* 359, eaam8328. <https://doi.org/10.1126/science.aam8328>
- Bodart, C., Brink, A.B., Donnay, F., Lupi, A., Mayaux, P., Achard, F. (2013). Continental estimates of forest cover and forest cover changes in the dry ecosystems of Africa between 1990 and 2000. *Journal of Biogeography* 40, 1036–1047. <https://doi.org/10.1111/jbi.12084>
- Breiman, L. (1996). Bagging predictors. *Mach Learn* 24, 123–140. <https://doi.org/10.1007/BF00058655>
- Chazdon, R.L., Brancalion, P.H.S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Vieira, I.C.G., Wilson, S.J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio* 45, 538–550. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>
- Churches, C.E., Wampler, P.J., Sun, W., Smith, A.J. (2014). Evaluation of forest cover estimates for Haiti using supervised classification of Landsat data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 30, 203–216. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.01.020>

- Colson, F., Bogaert, J., Filho, A.C., Nelson, B., Pinagé, E.R., Ceulemans, R. (2009). The influence of forest definition on landscape fragmentation assessment in Rondônia, Brazil. *Ecological Indicators* 9, 1163–1168. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.001>
- Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N.D., Wikramanayake, E., Hahn, N., Palminteri, S., Hedao, P., Noss, R., Hansen, M., Locke, H., Ellis, E.C., Jones, B., Barber, C.V., Hayes, R., Kormos, C., Martin, V., Crist, E., Sechrest, W., Price, L., Baillie, J.E.M., Weeden, D., Suckling, K., Davis, C., Sizer, N., Moore, R., Thau, D., Birch, T., Potapov, P., Turubanova, S., Tyukavina, A., de Souza, N., Pinteá, L., Brito, J.C., Llewellyn, O.A., Miller, A.G., Patzelt, A., Ghazanfar, S.A., Timberlake, J., Klöser, H., Shennan-Farpon, Y., Kindt, R., Lillesø, J.-P.B., van Breugel, P., Graudal, L., Voge, M., Al-Shammari, K.F., Saleem, M. (2017). An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. *BioScience* 67, 534–545. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>
- Estoque, R.C., Pontius, R.G., Murayama, Y., Hou, H., Thapa, R.B., Lasco, R.D., Villar, M.A. (2018). Simultaneous comparison and assessment of eight remotely sensed maps of Philippine forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 67, 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.10.008>
- FAO. (2021). *Évaluation des ressources forestières mondiales 2020: Rapport principal*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9825fr>
- UNFAO. (2002). *Expert Meeting on Harmonizing Forest-Related Definitions for Use by Various Stakeholders*.
- Fernández-Montes de Oca, A.I., Gallardo-Cruz, J.A., Ghilardi, A., Kauffer, E., Solórzano, J.V., Sánchez-Cordero, V., (2021). An integrated framework for harmonizing definitions of deforestation. *Environmental Science & Policy* 115, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.10.007>
- Gandour, C., Menezes, D., Vieira J. P., Assunção, J. J. (2021). Forest Degradation in the Brazilian Amazon: Public Policy Must Target Phenomenon Related to Deforestation. CPI. URL <https://www.climate-policyinitiative.org/publication/forest-degradation-in-the-brazilian-amazon-public-policy-must-target-phenomenon-related-to-deforestation/> (accessed 8.9.22).
- FRA platform (2022), *Globa Forest Resources Assessment*. FAO. URL <https://fra-data.fao.org/> (accessed 8.8.22a).
- Galiatsatos, N., Donoghue, D.N.M., Watt, P., Bholanath, P., Pickering, J., Hansen, M.C., Mahmood, A.R.J. (2020). An Assessment of Global Forest Change Datasets for National Forest Monitoring and Reporting. *Remote Sensing* 12, 1790. <https://doi.org/10.3390/rs12111790>
- Gerard, F., Hooftman, D., van Langevelde, F., Veenendaal, E., White, S.M., Lloyd, J., 2017. MODIS VCF should not be used to detect discontinuities in tree cover due to binning bias. A comment on Hanan et al. (2014) and Staver and Hansen (2015). *Global Ecology and Biogeography* 26, 854–859. <https://doi.org/10.1111/geb.12592>
- Gill, T.K., Phinn, S.R., Armston, J.D., Pailthorpe, B.A. (2009). Estimating tree-cover change in Australia: challenges of using the MODIS vegetation index product. *International Journal of Remote Sensing* 30, 1547–1565. <https://doi.org/10.1080/01431160802509066>
- Goetz, S.J., Hansen, M., Houghton, R.A., Walker, W., Laporte, N., Busch, J. (2015). Measurement and monitoring needs, capabilities and potential for addressing reduced emissions from deforestation and forest degradation under REDD+. *Environ. Res. Lett.* 10, 123001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/123001>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone.

- Grainger, A. (2008). Difficulties in tracking the long-term global trend in tropical forest area. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 818–823. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703015105>
- Gross, D., Achard, F., Dubois, G., Brink, A., Prins, H.H.T. (2018). Uncertainties in tree cover maps of Sub-Saharan Africa and their implications for measuring progress towards CBD Aichi Targets. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 4, 94–112. <https://doi.org/10.1002/rse2.52>
- Hanan, N.P., Tredennick, A.T., Prihodko, L., Bucini, G., Dohn, J. (2014). Analysis of stable states in global savannas: is the CART pulling the horse? *Global Ecology and Biogeography* 23, 259–263. <https://doi.org/10.1111/geb.12122>
- Hansen, M.C., DeFries, R.S., Townshend, J.R.G., Carroll, M., Dimiceli, C., Sohlberg, R.A., (2003). Global Percent Tree Cover at a Spatial Resolution of 500 Meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm. *Earth Interactions* 7, 1–15. [https://doi.org/10.1175/1087-3562\(2003\)007<0001:GPTCAA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1087-3562(2003)007<0001:GPTCAA>2.0.CO;2)
- Hansen, M.C., DeFries, R.S., Townshend, J.R.G., Sohlberg, R., Dimiceli, C., Carroll, M. (2002). Towards an operational MODIS continuous field of percent tree cover algorithm: examples using AVHRR and MODIS data. *Remote Sensing of Environment, The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): a new generation of Land Surface Monitoring* 83, 303–319. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00079-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00079-2)
- Hansen, M.C., Egorov, A., Roy, D.P., Potapov, P., Ju, J., Turubanova, S., Kommareddy, I., Loveland, T.R. (2011). Continuous fields of land cover for the conterminous United States using Landsat data: first results from the Web-Enabled Landsat Data (WELD) project. *Remote Sensing Letters* 2, 279–288. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.519002>
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342, 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hamner, B. & Frasco, M. (2018). *Metrics :Evaluation Metrics for Machine Learning*. URL <https://CRAN.R-project.org/package=Metrics>
- Houghton, R.A. (2005). Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology* 11, 945–958. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x>
- Huang, C., Thomas, N., Goward, S., Masek, J., Zhu, Z., Townshend, J., Vogelmann, J. (2010). Automated masking of cloud and cloud shadow for forest change analysis using Landsat images. *International Journal of Remote Sensing - INT J REMOTE SENS* 31, 5449–5464. <https://doi.org/10.1080/01431160903369642>
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreira, L.G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment, The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): a new generation of Land Surface Monitoring* 83, 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Jennings, S., Brown, N., Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 72, 59–74. <https://doi.org/10.1093/forestry/72.1.59>
- Jofack Sokeng, V., Akpa, Y.L., Assoma, T.V., Kouame, F., Corgne, S., Rudant, J.-P., Ouattara, T., Sorho, F., Yao, N., Kouame, P. (2019). Suivi par télédétection des affectations des terres pour la promotion d'une agriculture intégrée au développement forestier en Côte d'Ivoire, in: Mertens, B., Orekan, V. (Eds.), *Conférence OSFACO : Des Images Satellites Pour La Gestion Durable Des Territoires En*

Afrique, Actes de La Conférence OSFACO : Des Images Satellites Pour La Gestion Durable Des Terri-  
toires En Afrique. Cotonou, Benin.

Kim, D.-H., Sexton, J.O., Townshend, J.R. (2015). Accelerated deforestation in the humid tropics from  
the 1990s to the 2000s. *Geophysical Research Letters* 42, 3495–3501.  
<https://doi.org/10.1002/2014GL062777>

Lewis, S.L., Edwards, D.P., Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Sci-  
ence* 349, 827–832. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>

Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Al-  
meida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S. G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Mon-  
teagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Pitman, N. C.A., Quesada, C.A., Salomao, R., Silva, J.N.,  
Lezama, A.T., Terborgh, H., Martinez, R.V., Vinceti, B. (2006). The regional variation of aboveground  
live biomass in old-growth Amazonian forests - *Global Change Biology* - Wiley Online Library. URL  
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2486.2006.01120.x> (accessed 8.8.22).

Masek, J.G., Vermote, E.F., Saleous, N.E., Wolfe, R., Hall, F.G., Huemmrich, K.F., Gao, F., Kutler, J.,  
Lim, T.-K. (2006). A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990-2000. *IEEE Geosci-  
ence and Remote Sensing Letters* 3, 68–72. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2005.857030>

Mather, A.S (2005). Assessing the world's forests. *Global Environmental Change* 15, 267–280.  
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2005.04.001>

Matthews, E. (2000). UNDERSTANDING THE FRA 2000 12.

Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A.,  
Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen,  
A., Sitch, S., Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333,  
988–993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

Potapov, P.V., Turubanova, S.A., Hansen, M.C., Adusei, B., Broich, M., Altstatt, A., Mane, L., Justice,  
C.O. (2012). Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000–2010, with  
Landsat ETM+ data. *Remote Sensing of Environment, Landsat Legacy Special Issue* 122, 106–116.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.027>

Puyravaud, J.-P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology  
and Management* 177, 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)

Quinlan, J.R. (1996). Improved Use of Continuous Attributes in C4.5. *Journal of Artificial Intelligence  
Research* 4, 77–90. <https://doi.org/10.1613/jair.279>

Quinlan, JR. (1993). *C4.5: Programs for Machine Learning*. San Francisco, CA. Morgan Kaufmann.

R Core Team (2021). *R : A Language and Environment for Statistical computing*. R Foundation for  
Statistical Computing, Vienne, Autriche. URL <http://www.R-project.org/>

Rautiainen, M., Stenberg, P., Nilson, T. (2005). Estimating canopy cover in scots pine stands. *Silva  
Fennica* 39, 137–142. <https://doi.org/10.14214/sf.402>

Riano, D., Chuvieco, E., Salas, J., Aguado, I. (2003). Assessment of different topographic corrections  
in Landsat-TM data for mapping vegetation types (2003). *IEEE Transactions on Geoscience and Remote  
Sensing* 41, 1056–1061. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.811693>

Rocca, J. (2021). Ensemble methods: bagging, boosting and stacking. *Medium*. URL [https://to-  
wardsdatascience.com/ensemble-methods-bagging-boosting-and-stacking-c9214a10a205](https://towardsdatascience.com/ensemble-methods-bagging-boosting-and-stacking-c9214a10a205) (accessed  
8.8.22).

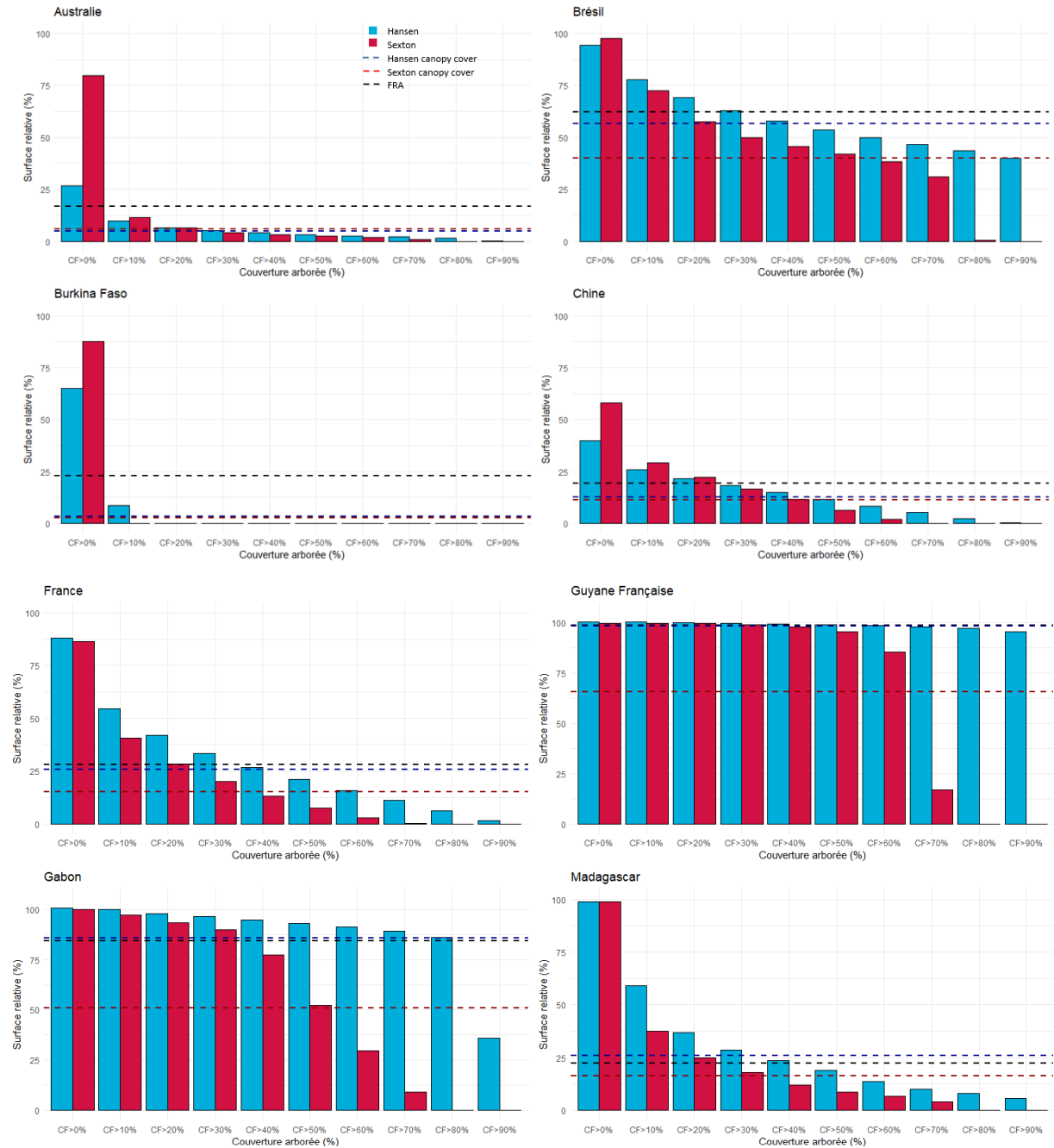
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 108, 9899–9904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Sasaki, N., Putz, F.E. (2009). Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters* 2, 226–232. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x>
- Sexton, J.O., Bax, T., Siqueira, P., Swenson, J.J., Hensley, S. (2009). A comparison of lidar, radar, and field measurements of canopy height in pine and hardwood forests of southeastern North America. *Forest Ecology and Management* 257, 1136–1147. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.022>
- Sexton, J.O., Noojipady, P., Song, X.-P., Feng, M., Song, D.-X., Kim, D.-H., Anand, A., Huang, C., Channan, S., Pimm, S.L., Townshend, J.R. (2016). Conservation policy and the measurement of forests. *Nature Clim Change* 6, 192–196. <https://doi.org/10.1038/nclimate2816>
- Sexton, J.O., Song, X.-P., Feng, M., Noojipady, P., Anand, A., Huang, C., Kim, D.-H., Collins, K.M., Channan, S., DiMiceli, C., Townshend, J.R. (2013). Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS vegetation continuous fields with lidar-based estimates of error. *International Journal of Digital Earth* 6, 427–448. <https://doi.org/10.1080/17538947.2013.786146>
- Song, C., Woodcock, C.E. (2003). Monitoring forest succession with multitemporal Landsat images: factors of uncertainty. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41, 2557–2567. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.818367>
- Spawn, S.A., Sullivan C.C., Lark, T.J., Gibbs H.K. (2020). Harmonized global maps of above and belowground biomass carbon density in the year (2010) | Scientific Data. URL <https://www.nature.com/articles/s41597-020-0444-4> (accessed 8.13.22).
- Tang, H., Armston, J., Hancock, S., Marselis, S., Goetz, S., Dubayah, R. (2019). Characterizing global forest canopy cover distribution using spaceborne lidar. *Remote Sensing of Environment* 231, 111262. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111262>
- Townshend, J.R., Masek, J.G., Huang, C., Vermote, E.F., Gao, F., Channan, S., Sexton, J.O., Feng, M., Narasimhan, R., Kim, D., Song, K., Song, D., Song, X.-P., Noojipady, P., Tan, B., Hansen, M.C., Li, M., Wolfe, R.E. (2012). Global characterization and monitoring of forest cover using Landsat data: opportunities and challenges. *International Journal of Digital Earth* 5, 373–397. <https://doi.org/10.1080/17538947.2012.713190>
- Tucker, C.J., Grant, D.M., Dykstra, J.D. (2004). NASA’s Global Orthorectified Landsat Data Set. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 70, 313–322. <https://doi.org/10.14358/PERS.70.3.313>
- Vieilledent, G., Grinand, C., Rakotomalala, F.A., Ranaivosoa, R., Rakotoarijaona, J.-R., Allnut, T.F., Achard, F. (2018). Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation* 222, 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.008>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer New York. URL <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Yang, Z., Dong, J., Liu, J., Zhai, J., Kuang, W., Zhao, G., Shen, W., Zhou, Y., Qin, Y., Xiao, A.X. (2017). Accuracy Assessment and Inter-Comparison of Eight Medium Resolution Forest Products on the Loess Plateau, China. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 6, 152. <https://doi.org/10.3390/ijgi6050152>

Zhou, J., Li, E., Wei, H., Li, C., Qiao, Q., Armaghani, D.J. (2019). Random Forests and Cubist Algorithms for Predicting Shear Strengths of Rockfill Materials. Applied Sciences 9, 1621. <https://doi.org/10.3390/app9081621>



# 7. Annexes

## 7.1. Histogrammes des pays



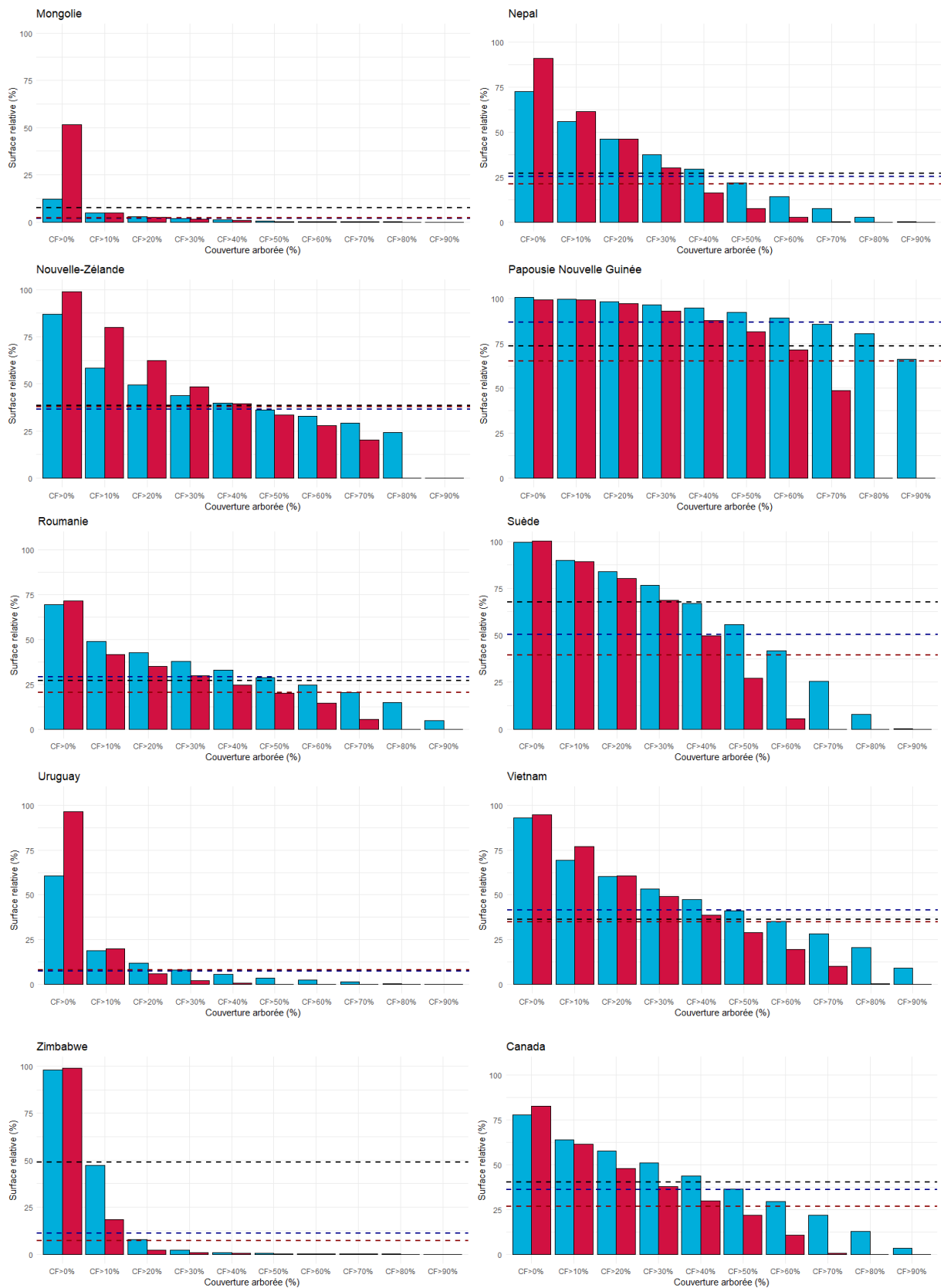


FIGURE 18 – ESTIMATIONS DES SURFACES FORESTIÈRES DE HANSEN ET SEXTON POUR CHAQUE DÉFINITION À L'ÉCHELLE DU LOCALE POUR QUELQUES PAYS.

## 7.2. Comparaisons des estimations entre Hansen et Sexton pour les différentes définitions à l'échelle des pays

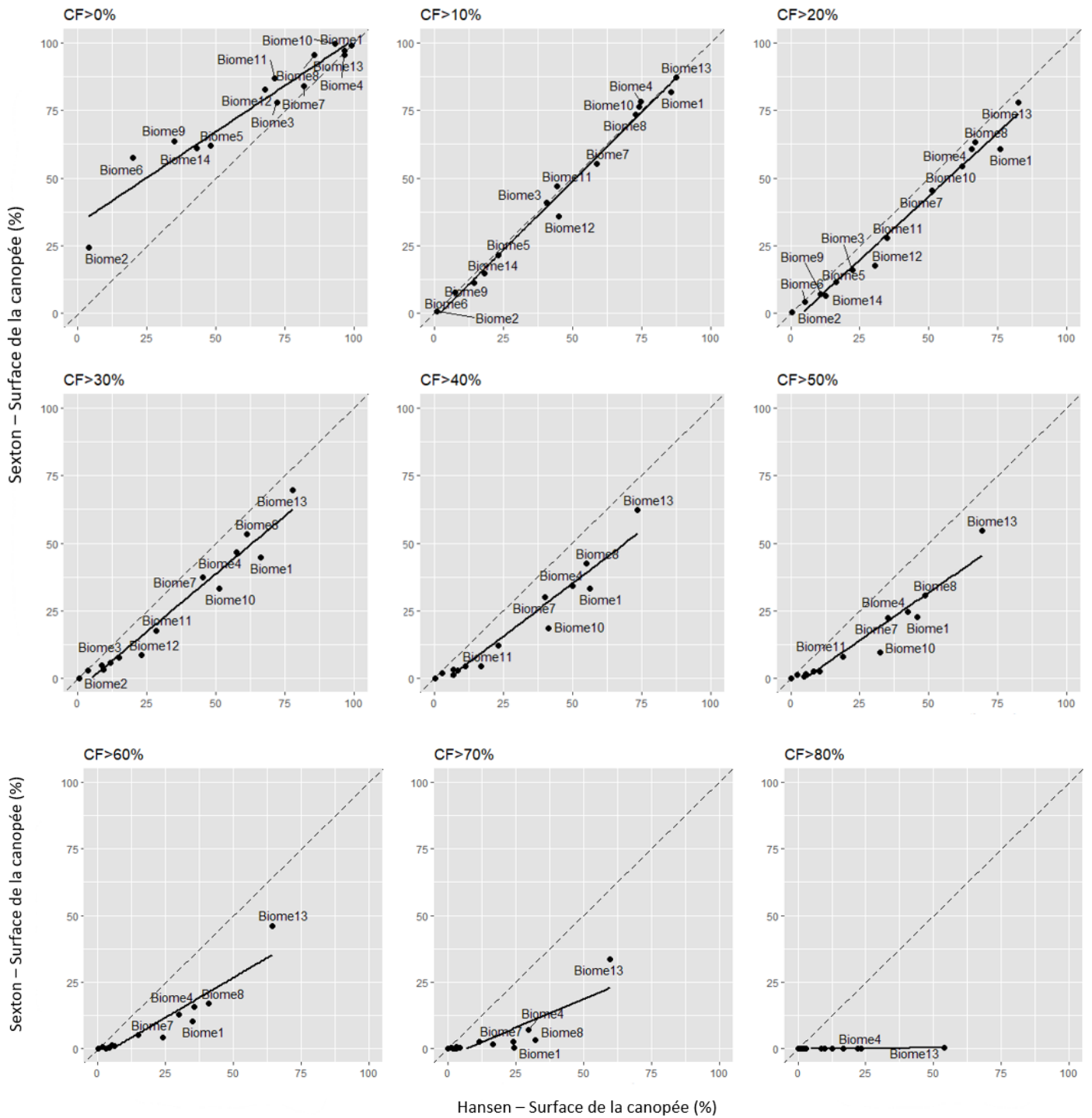


FIGURE 19 - COMPARAISON DES CARTES DE HANSEN ET SEXTON À L'ÉCHELLE DU BIOME POUR DIFFÉRENTS SEUILS CF

### 7.3. Comparaisons des estimations entre Hansen et Sexton pour les différentes définitions à l'échelle des pays

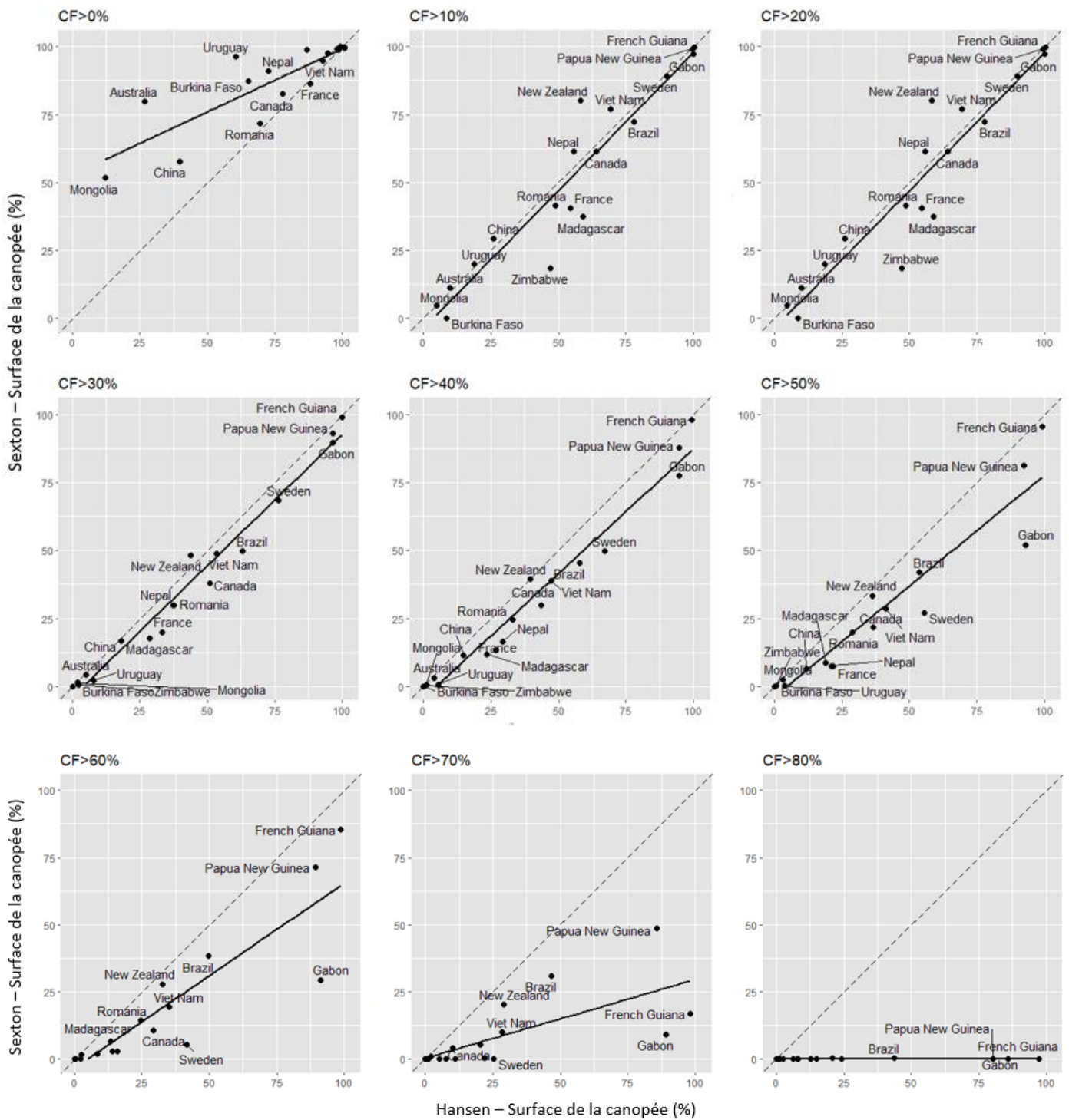


FIGURE 20 – COMPARAISONS DES CARTES DE HANSEN ET SEXTON À L'ÉCHELLE DU PAYS POUR DIFFÉRENTS SEUILS CF

## 7.4. Illustration des modèles d'arbres à régression « boosting » et « bagging »

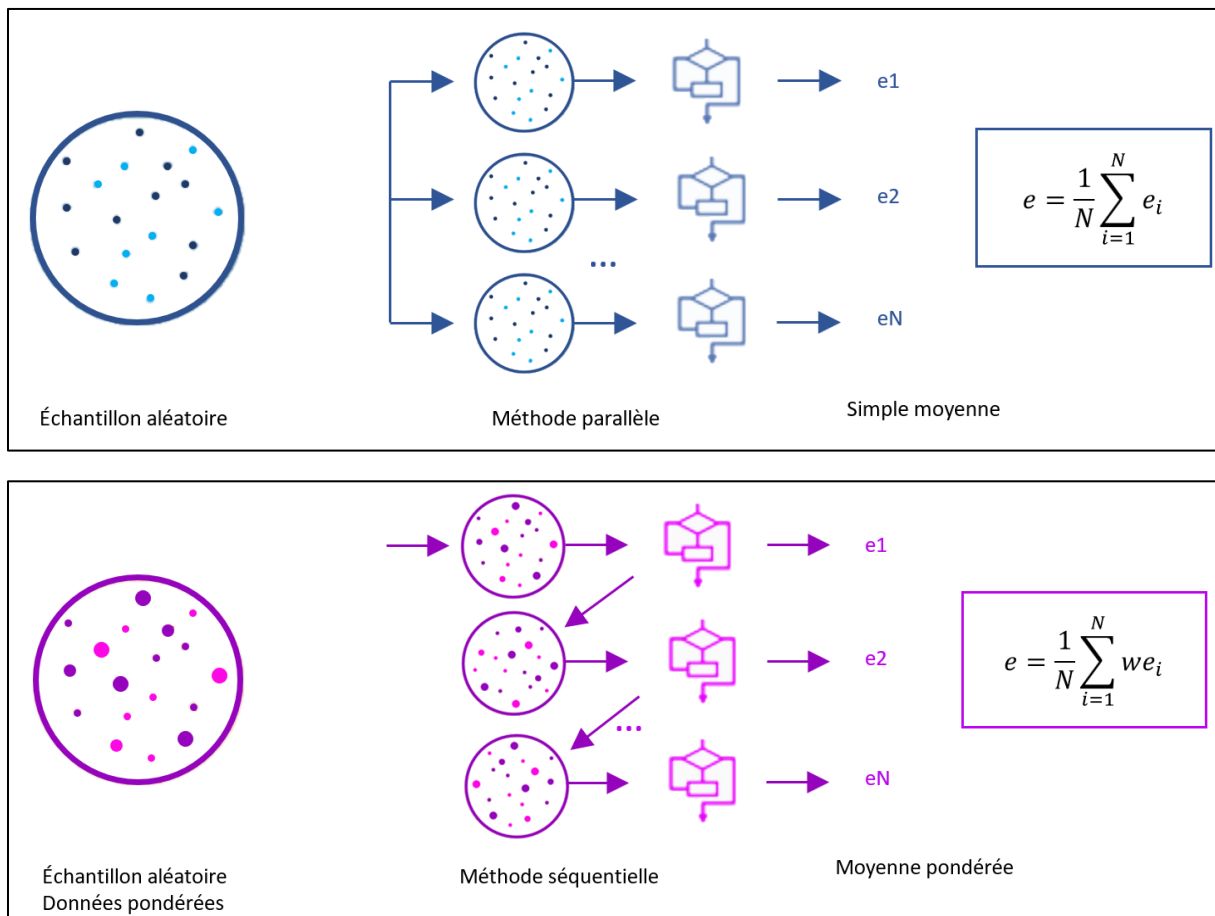


FIGURE 21 – SCHÉMATISATION DES CONCEPTS BAGGING (1) ET BOOSTING (2) (BELAIDI, 2022)

## 7.5. Les dernières des versions de Hansen et Sexton

Les notes des dernières versions de Hansen et de Sexton sont respectivement disponibles via ces liens :

<https://storage.googleapis.com/earthenginepartners-hansen/GFC-2021-v1.9/download.html>

[https://lpdaac.usgs.gov/documents/1371/GFCC\\_User\\_Guide\\_V1.pdf](https://lpdaac.usgs.gov/documents/1371/GFCC_User_Guide_V1.pdf)