Module 2.7 Estimation des incertitudes

Auteurs :

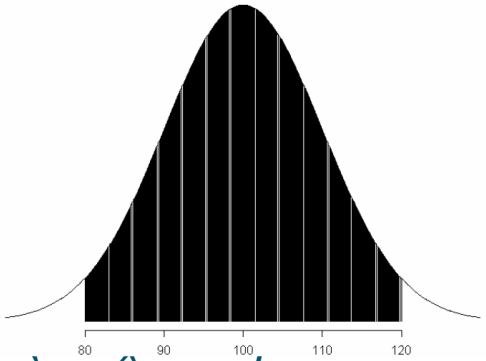
Giacomo Grassi, Centre commun de recherche de la CE

Suvi Monni, Benviroc

Frédéric Achard, Centre commun de recherche de la CE

Andreas Langner, Centre commun de recherche de la CE

Martin Herold, Université de Wageningen



Source : GPG-UTCATF

Au terme du cours, les participants devraient être à même de :

- Déterminer les sources d'incertitudes associées à l'estimation des variations de superficies (données d'activité) et des variations de stocks de carbone (facteur d'émission)
- Mettre en application les mesures appropriées pour calculer les incertitudes associées à l'estimation des variations de superficies et des variations de stocks de carbone
- Comprendre les options permettant de traiter les incertitudes de façon prudente

V2, 12. 2016

WAGENINGEN UR For quality of life

GOFC-GOLD Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics

FOREST CARBON PARTNERSHIP FACILITY

Licence Creative Commons

Documents de base

- GOFC-GOLD. 2014. *Sourcebook*. Section 2.7.
- GIEC. 2003. *Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie*. Ch. 5.2, « Identification et quantification des incertitudes. »
- GIEC. 2006. *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*, vol. 1, ch. 3, « Incertitudes. »
- GFOI. 2014. *Integrating Remote-sensing and Ground-based Observations for Estimation of Emissions and Removals of Greenhouse Gases in Forests: Methods and Guidance from the Global Forest Observation Initiative* (MGD). Sections 3.7 and 4.

Plan du cours

1. Importance d'identifier les incertitudes
2. Concepts généraux
3. Incertitudes dans l'estimation des variations des superficies
4. Incertitudes dans l'estimation des variations des stocks de carbone
5. Combinaison des incertitudes

Plan du cours

1. **Importance d'identifier les incertitudes**
2. Concepts généraux
3. Incertitudes dans l'estimation des variations des superficies
4. Incertitudes dans l'estimation des variations des stocks de carbone
5. Combinaison des incertitudes

L’incertitude dans le contexte du GIEC et de la CCNUCC

- **L’incertitude désigne l’absence de connaissance de la valeur vraie d’une variable** (des estimations de superficies et de stocks de carbone dans le contexte de REDD+ par exemple)
- L’évaluation des incertitudes est fondamentale dans les contextes du GIEC et de la CCNUCC : le GIEC définit des inventaires des gaz à effet de serre (GES) conformes aux « bonnes pratiques » comme ceux qui « ne sont ni surestimés ni sous-estimés autant qu’on puisse en juger, et [dont] les incertitudes doivent être réduites dans la mesure du possible ».

Importance d’identifier les incertitudes

- Une identification et une quantification correctes des différentes sources d’incertitudes permettent d’évaluer la robustesse de tout inventaire de GES (y compris les estimations REDD+) et de déterminer les mesures prioritaires nécessaires pour la réalisation de futurs inventaires.
- Sur le plan de la comptabilité, l’information sur l’incertitude peut également servir à préparer des estimations REDD+ *prudentes,* de sorte que les réductions d’émissions ou les augmentations d’absorptions ne sont pas surestimées.

But du présent module : Estimation de l'incertitude

- S'appuyant sur les Recommandations du GIEC (2003), le présent module vise à fournir des éléments de base pour *l'identification*, *la quantification* et *la combinaison* des incertitudes dans les estimations de :

  — superficies et variations de superficies (les **données d'activité, AD**)

  — stocks de carbone et variations de stocks de carbone (les **facteurs d'émissions, EF**)

Plan du cours

1. Importance d'identifier les incertitudes
2. **Concepts généraux**
3. Incertitudes dans l'estimation des variations des superficies
4. Incertitudes dans l'estimation des variations des stocks de carbone
5. Combinaison des incertitudes

Erreurs systématiques et erreurs aléatoires (1/2)

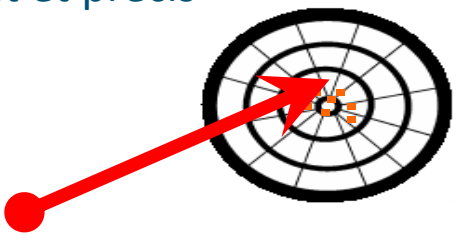
- L'**incertitude** se décline en deux composantes :
  - Le *biais* ou *l'erreur systématique* (manque d'*exactitude*) se produit par exemple en cas de défaillances dans les mesures ou les méthodes d'échantillonnage ou en raison de l'utilisation d'un facteur d'émissions inapproprié
  - L'*erreur aléatoire* (manque de *précision*) est une variation aléatoire supérieure ou inférieure à une valeur moyenne. Elle ne peut être évitée complètement, mais peut être réduite en augmentant par exemple la taille de l'échantillon.

Exactitude : agrément entre des estimations et des valeurs exactes ou réelles
Précision : agrément entre des mesures répétées ou des estimations

A) Exact mais imprécis

B) Précis mais inexact

C) Exact et précis



Erreurs systématiques et erreurs aléatoires (2/2)

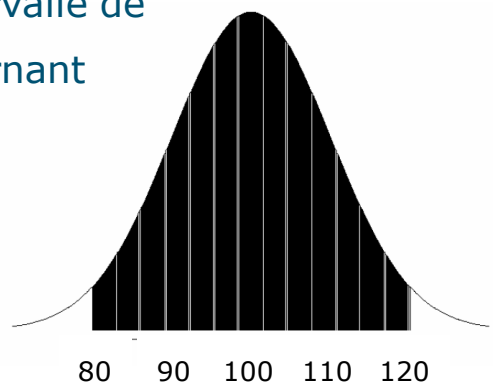
- Les erreurs systématiques doivent être évitées dans la mesure du possible, ou quantifiées ex post et supprimées.

- Les incertitudes découlant d'erreurs aléatoires ont tendance à s'annuler mutuellement à des niveaux supérieurs d'agrégation. Par exemple, des estimations à l'échelon national (biomasse totale, superficie forestière totale, etc.) sont *généralement** moins influencées par des erreurs aléatoires que des estimations réalisées à une échelle régionale.

*En supposant que des superficies plus larges donnent des échantillons de taille plus importante qui favorisent une plus grande précision et moins d'incertitudes. Cependant, pour une superficie plus petite et une autre plus grande dont les échantillons ont la même taille, la plus petite génèrera probablement plus de précision et moins d'incertitudes, car souvent plus hétérogène. Ainsi, la taille de l'échantillon – et non la taille de la superficie – est importante.

95 % d'intervalle de confiance

- L'incertitude est généralement exprimée par un *intervalle de confiance* à 95 % :
  - 95 % d'intervalles de confiance construits à partir d'échantillons obtenus à l'aide du même plan d'échantillonnage donneront la valeur vraie.
  - Si la superficie d'une terre forestière convertie à l'agriculture (valeur moyenne) est de 100 ha, assortie de 95 % d'intervalle de confiance compris entre 80 et 120 ha, l'incertitude concernant l'estimation des superficies est de ±20 %.
  - Le 2,5^{e} centile est de 80 et le 97,5^{e} centile est de 120.



Source : GPG-UTCATF

Corrélation

- La *corrélation* désigne la dépendance entre différents paramètres :
  - Le « coefficient de corrélation de Pearson » pose des valeurs entre [-1, +1]
  - Un coefficient de corrélation +1 désigne une corrélation positive parfaite
  - Si les variables sont indépendantes les unes des autres, le coefficient de corrélation est de 0

Incertitude de la tendance

- La *tendance* décrit la variation des émissions ou des absorptions entre deux périodes.
- L'*incertitude de la tendance* désigne l'incertitude dans la variation des émissions ou des absorptions. Elle est sensible à la corrélation entre les estimations de variables utilisées pour estimer les émissions ou les absorptions à deux périodes distinctes.
- L'incertitude de la tendance est exprimée en points de pourcentage. Par exemple, si la tendance est de +5 % et 95 % de l'intervalle de confiance de la tendance est de +3 à +7 %, nous pouvons dire que l'incertitude de la tendance est de ±2 points de pourcentage.

Plan du cours

1. Importance d'identifier les incertitudes
2. Concepts généraux
3. **Incertitudes dans l'estimation des variations des superficies**
4. Incertitudes dans l'estimation des variations des stocks de carbone
5. Combinaison des incertitudes

Incertitudes associées aux variations de superficies

- Dans le contexte de REDD+, l'estimation d'une superficie et/ou d'une variation des superficies procède généralement de l'analyse d'une carte établie par télédétection.
- De telles cartes sont sujettes à des erreurs de classification qui introduisent des biais dans les estimations.
- Une approche convenable consiste à **évaluer l'exactitude de la carte** et utiliser les résultats obtenus pour corriger les estimations de superficies.
- La plupart des méthodes de classification des images comprennent des variables qui peuvent être ajustées de façon à réduire les incertitudes. Un bon ajustement réduit les biais, mais est subjectif dans une certaine mesure.

Évaluation de l’exactitude de la couverture des sols et des changements d’affectation des terres (1/4)

Utilisation des résultats de l’évaluation de l’exactitude pour l’estimation des superficies

- Le but de l’évaluation de l’exactitude est de caractériser la fréquence des erreurs (d’omission et de commission) pour chaque catégorie de couverture terrestre.
- Les différences dans ces deux erreurs peuvent être utilisées pour ajuster les estimations de superficies et estimer les incertitudes (intervalles de confiance) pour les superficies associées à chaque catégorie.
- Ajuster les estimations de superficies sur la base d’une évaluation rigoureuse de l’exactitude représente une amélioration par rapport à une simple notification des superficies des catégories de carte.

Évaluation de l'exactitude de la couverture des sols et des changements d'affectation des terres (2/4)

- Concernant les cartes de **couverture des sols,** l'exactitude des données de télédétection (date unique) peut être évaluée à l'aide de méthodes largement reconnues.
- Ces méthodes consistent à évaluer l'exactitude d'une carte en utilisant des *données de référence indépendantes* (de meilleure qualité que la carte) pour déterminer — par catégorie d'utilisation des terres ou par région — l'*exactitude globale,* et :
    - *les erreurs d'omission* (exclure une superficie d'une catégorie à laquelle elle appartient véritablement, autrement dit sous-estimation des superficies)
    - *les erreurs de commission* (inclure une superficie dans une catégorie à laquelle elle n'appartient pas véritablement, autrement dit surestimation des superficies)

Évaluation de l'exactitude de la couverture des sols et des changements d'affectation des terres (3/4)

- Exemple de mesures d'exactitude pour la classe des forêts :
  - Erreur de commission : (13+45)/293 = 19,80 %
  - Erreur d'omission : (25+3)/263 = 10,65 %
  - Exactitude de l'utilisateur : 235/293 = 80,20 %
  - Exactitude du producteur : 235/263 = 89,35
- Exactitude globale = (235+187+215+92+75)/986 = 81,54 %

	Données de référence					
Données de class.	**F**	**A**	**W**	**NS**	**B**	**Total**
F	235	13	0	45	0	293
A	25	187	7	18	20	257
W	3	0	215	0	0	218
NS	0	0	0	92	35	127
B	0	0	0	16	75	91
Total	263	200	222	171	130	986

Évaluation de l’exactitude de la couverture des sols et des changements d’affectation des terres (4/4)

Concernant les **changements d’affectation des terres**, d’autres considérations sont prises en compte :

- Il est généralement plus difficile d’obtenir des données de référence multitemporelles appropriées ou de meilleure qualité à utiliser comme base d’évaluation de l’exactitude, particulièrement pour des périodes précises.
- Étant donné que les classes ayant subi des changements représentent souvent de petites proportions des paysages, il est plus facile d’évaluer les erreurs de commission (en examinant de petites superficies identifiées comme ayant subi des changements) que les erreurs d’omission (en examinant de larges superficies considérées comme restées inchangées).
- D’autres erreurs comme la géolocalisation de séries de données multitemporelles et des incohérences dans le traitement/l’analyse et dans les normes cartographiques/thématiques sont exagérées et plus fréquentes dans les évaluations de changements.

Sources d'incertitudes

Différentes composantes du système de surveillance influent sur la qualité des estimations, entre autres :

- Qualité et viabilité des données satellitaires (notamment en termes de résolution spatiale, spectrale et temporelle)
- Prétraitement radiométrique/géométrique (géolocalisation correcte)
- Normes cartographiques (définitions des catégories de terres et UCM notamment)
- Procédure d'interprétation (algorithme ou interprétation visuelle)
- Post-traitement des produits cartographiques (notamment pour gérer l'absence de données, les conversions, l'intégration avec différents formats de données)
- Disponibilité de données de référence (réalité de terrain) pour l'évaluation et l'étalonnage du système

S’attaquer aux sources d’incertitude

Bon nombre de ces sources d’incertitude peuvent être gérées en utilisant des données et des approches largement reconnues :

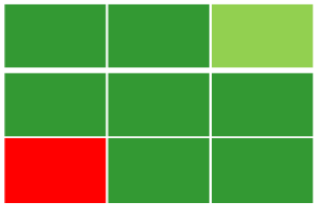
- Données satellitaires appropriées : les données de type Landsat, par exemple, se sont avérées utiles pour les changements d’affectation des terres d’envergure nationale dans le cas d’une UCM de 1 ha
- Qualité des données : prétraitement adéquat pour la plupart des régions mis à disposition par certains fournisseurs de données (comme les images Landsat Geocover)
- Cartographie homogène et transparente : les mêmes normes cartographiques et thématiques et des méthodes d’interprétation acceptées doivent être appliquées de façon transparente avec l’aide d’experts en interprétation

L’évaluation de l’exactitude doit fournir des mesures de l’exactitude thématique et des intervalles de confiance pour les estimations des données d’activité

Erreurs d'estimation des variations de superficies : Exemple

Pourquoi les erreurs d'estimation des variations de superficies sont-elles plus fréquentes que les erreurs d'estimation des superficies

Carte au moment 1



Carte au moment 2

Superposition (changement)

- Erreur d'omission (forêt notifiée comme terre non forestière)
- Erreur de commission (terre non forestière notifiée comme forêt)
- Faux reboisement
- Faux déboisement

Construire des cartes de variation des superficies

Deux approches générales pour construire des cartes de variation des superficies :

- La **classification directe** consiste à construire une carte directement à partir d'un ensemble de données d'apprentissage du changement et de deux ou plusieurs séries de données de télédétection. Dans la mesure du possible, cette approche est souvent privilégiée, également parce qu'elle comporte une seule série d'erreurs
- La **classification à postériori** consiste à construire la carte en comparant deux cartes de couverture des sols distinctes, chacune établie sur la base de séries uniques de données d'apprentissage de la couverture des sols et de données de télédétection. Souvent, c'est la seule autre option possible quand on ne peut pas observer les mêmes sites à de multiples occasions (ce qui est requis pour obtenir des données d'apprentissage du changement), quand le nombre d'observations d'apprentissage du changement est insuffisant, ou quand on est obligé d'utiliser une carte de référence historique.

Données de référence et données d'apprentissage

- *Les données de référence* doivent être distinguées des *données d'apprentissage.*
- Si les estimations de l'exactitude, de la couverture des sols ou du changement d'affectation des terres doivent être représentatives de l'ensemble de la zone d'intérêt, les données de référence doivent être acquises à partir d'un plan d'échantillonnage de probabilité.
- La nature des données de référence dépend de la méthode utilisée pour construire la carte :
  - Pour des cartes construites en utilisant la classification directe, les données de référence doivent consister en des observations du changement effectuées à deux dates sur les mêmes sites échantillons.
  - Pour des cartes construites en utilisant la classification à postériori, les données de référence peuvent être les mêmes que celles utilisées pour les cartes construites sur la base de la classification directe ou pour deux dates, chacune à des sites différents.

Éléments d’une solide évaluation de l’exactitude

Les validations statistiquement rigoureuses d’une évaluation robuste de l’exactitude des cartes et des estimations de la couverture des sols et du changement d’affectation des terres se basent sur trois composantes :

- Plan d’échantillonnage
- Plan de réponse
- Plan d’analyse

Plan d'échantillonnage

- Protocole de **sélection des sites** sur lesquels les **données de référence** sont recueillies : Il indique la *taille de l'échantillon*, *les sites de l'échantillon* et *les unités d'évaluation de référence* (comme des pixels ou des blocs d'image).
- L'échantillonnage stratifié doit être utilisé pour des classes rares (comme des catégories de changement).
- L'échantillonnage systématique à partir d'un point de départ aléatoire est généralement plus efficace qu'un échantillonnage simple aléatoire ; il est également plus transparent.

Plan de réponse

- Protocoles utilisés pour **déterminer les classes de référence ou de terrain** et la définition de l'agrément pour comparer les classes de cartes aux classes de référence.
- L'information de référence doit provenir de données de meilleure qualité que les étiquettes de cartes ; les observations au sol sont généralement considérées comme la norme, même si des données de télédétection à plus haute résolution sont également utilisées.
- Cohérence et compatibilité sont requises dans les définitions thématiques et les interprétations afin de comparer les données de référence et les données des cartes.

Plan d'analyse

- Il comprend des **estimateurs** (formules statistiques) et des **procédures d'analyse aux fins d'estimation et de notification de l'exactitude**. Les estimateurs doivent être compatibles avec le plan d'échantillonnage.
- Les comparaisons de données de cartes et de référence produisent une série d'estimations statistiques parmi lesquelles des *matrices d'erreurs*, des *exactitudes pour des classes spécifiques* (d'erreur de commission et d'omission), des *estimations de superficies et de variations de superficies*, et des *variances et des intervalles de confiance* associés.

Éléments pour la mise en œuvre et la notification

- Les techniques décrites se fondent sur des plans d'échantillonnage de probabilité et sur la disponibilité de données de référence adéquates.
  → Une telle approche pourrait être inapplicable, en particulier pour des changements d'affectation des terres dans une perspective historique.
- Durant les premières étapes de mise au point d'un système national de surveillance, les efforts de vérification doivent aider à instaurer la confiance.
  → Une plus grande expérience (notamment pour mieux comprendre la source et l'ampleur des erreurs potentielles) aidera à réduire les incertitudes.
- Si aucune évaluation de l'exactitude n'est possible, il est recommandé de procéder, à tout le moins, à une *évaluation de cohérence* (autrement dit une réinterprétation indépendante de petits échantillons), qui peut générer des informations sur la qualité des estimations.

Renforcer la confiance dans les estimations

L'information obtenue sans un plan d'échantillonnage de probabilité approprié peut encore être utile pour renforcer la confiance dans les estimations, par exemple :

- Valeurs de confiance à distribution spatiale issues de l'interprétation
- Examens qualitatifs systématiques de la carte et comparaisons (qualitatives/quantitatives) avec d'autres cartes
- Analyse par des experts locaux et régionaux
- Comparaisons avec des données non-spatiales et statistiques

Toute limite d'incertitude doit être traitée avec prudence afin d'éviter de générer un avantage pour le pays (surestimation des absorptions ou des réductions d'émissions)

Plan du cours

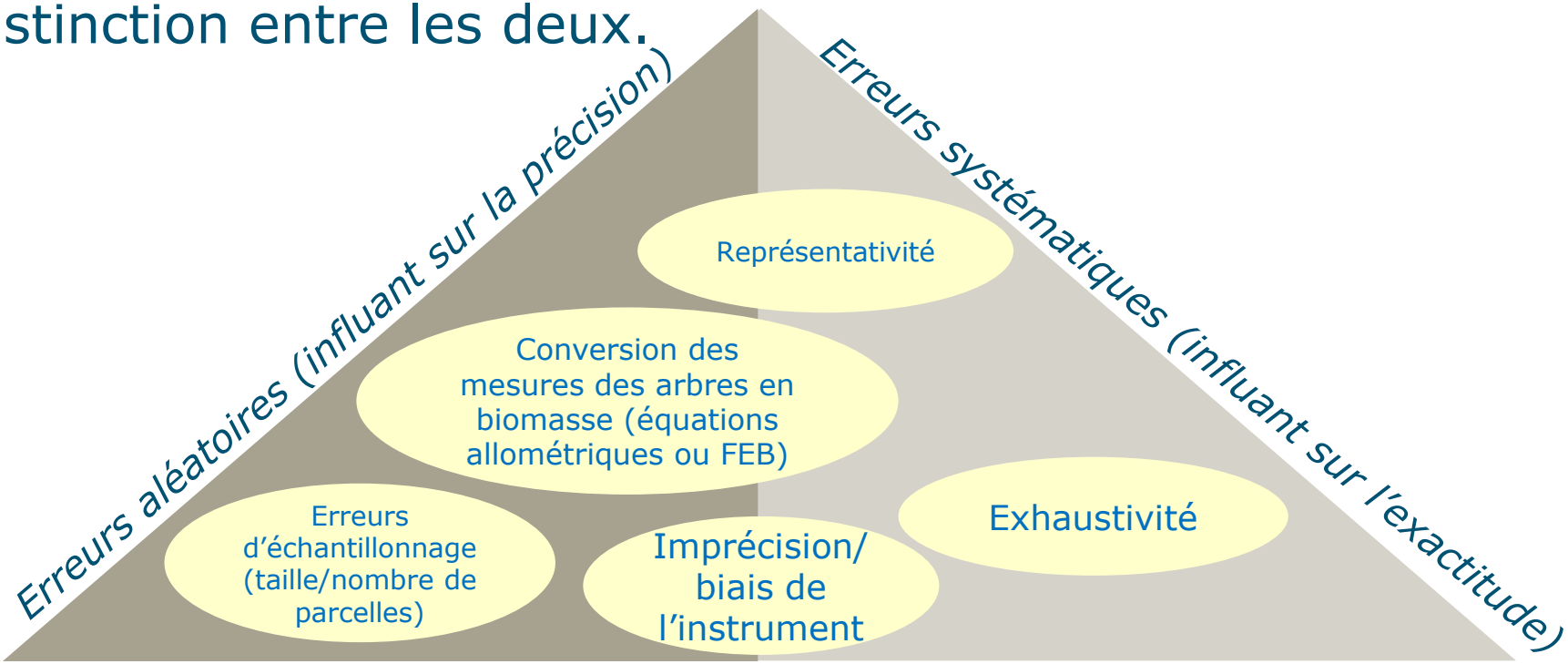
1. Importance d'identifier les incertitudes
2. Concepts généraux
3. Incertitudes dans l'estimation des variations des superficies
4. **Incertitudes dans l'estimation des variations des stocks de carbone**
5. Combinaison des incertitudes

Incertitudes dans les variations de stocks de carbone

- L'évaluation des incertitudes associées aux estimations des stocks de carbone et des variations de stocks de carbone est généralement plus difficile (et souvent subjective) que l'estimation des incertitudes liées aux superficies et aux variations de superficies
- Les travaux disponibles montrent que l'incertitude globale associée aux estimations de stocks de carbone est généralement plus importante que l'incertitude entourant les estimations de superficie. Cependant, lorsqu'on observe les variations (ou les tendances) des stocks de carbone et des superficies, cette image *peut* changer, en fonction de la corrélation possible des erreurs (nous y reviendrons)

Erreurs aléatoires et erreurs systématiques

- L'incertitude associée aux stocks de carbone peut être due à la fois à des *erreurs aléatoires* et à des *erreurs systématiques,* mais il est parfois difficile d'établir une distinction entre les deux.



Incertitudes dues à des erreurs aléatoires

- *Imprécision due aux instruments* (bruit, mauvaise manipulation, etc.)
- *Erreurs d'échantillonnage* (taille et nombre de parcelles), courantes en raison de la forte variation naturelle de la biomasse dans les forêts tropicales

La biomasse dépend de la température, des précipitations, du type et des espèces de forêts, de la stratification, de l'échelle spatiale, des perturbations naturelles et humaines, du type de sol et des nutriments du sol.

Conversion des mesures d'arbres en biomasse

- Modèle allométrique ou facteurs d'expansion de la biomasse (FEB) :
  - Sélection du modèle allométrique le mieux adapté au type de forêt concerné → ≈ 20 % d'erreur d'estimation d'AGB des arbres
- Globalement :
  - Incertitudes au niveau de la parcelle (à 95 % CI*) : 5 % à 30 %
  - Fourchette moyenne d'AGB du GIEC : -60 % à +70 %

*CI = intervalle de confiance.

Gérer les incertitudes dues à des erreurs aléatoires

- Si possible : augmenter la taille de l'échantillon (peut être difficile)
- Forte biodiversité des arbres → les modèles allométriques régionaux/pantropicaux sont meilleurs que les modèles propres à chaque site (erreur ±5%)

Peuplements de forêt sèche :

— $AGB = \exp(-2{,}187 + 0{,}916 \times \ln(pD^2H)) \equiv 0{,}112 \times (pD^2H)^{0{,}916}$

— $AGB = p \times \exp(-0{,}667 + 1{,}784\ln(D) + 0{,}207(\ln(D))^2 - 0{,}0281(\ln(D))^3)$

Où H (hauteur), les estimations sont plus exactes

Peuplements de forêt humide :

— $AGB = \exp(-2{,}977 + \ln(pD^2H)) \equiv 0{,}0509 \times pD^2H$

— $AGB = p \times \exp(-1{,}499 + 2{,}148\ln(D) + 0{,}207(\ln(D))^2 - 0{,}0281(\ln(D))^3)$

Équations de Chave et al., 2005

Autres modèles allométriques régionaux/pantropicaux

- *(erreur ±5%)*

Peuplements de forêt humide de mangrove :

— $AGB = \exp(-2{,}977 + \ln(pD^2H)) \equiv 0{,}0509 \times pD^2H$

— $AGB = p \times \exp(-1{,}349 + 1{,}980\ln(D) + 0{,}207(\ln(D))^2 - 0{,}0281(\ln(D))^3)$

Peuplements de forêt pluvieuse :

— $AGB = \exp(-2{,}557 + 0{,}940 \times \ln(pD^2H)) \equiv 0{,}0776 \times (pD^2H)^{0{,}940}$

— $AGB = p \times \exp(-1{,}239 + 1{,}980\ln(D) + 0{,}207(\ln(D))^2 - 0{,}0281(\ln(D))^3)$

(AGB = biomasse aérienne en kg ; D = diamètre en cm ; p = volume de bois séché à l'étuve sur bois vert en g/cm^-3 ; H = hauteur des arbres en m ; ≡ = identité mathématique)

Incertitudes dues à des erreurs systématiques

- *Exhaustivité des réservoirs de carbone :* biomasse aérienne, biomasse souterraine, carbone organique du sol, bois mort, litière
  - Les documents disponibles indiquent que pour le déboisement, ≈15 % des émissions peuvent provenir de matières organiques morte et ≈ 25 à 30 % proviendraient des sols (plus s'il s'agit de sols organiques)
  - Toutefois, ces réservoirs ne sont souvent pas pris en compte dans le calcul des facteurs d'émissions, par manque de données

Gérer les incertitudes dues à l'exhaustivité des réservoirs de carbone

- Toutes les activités et tous les réservoirs « *significatifs* » doivent être pris en compte :
  - Premièrement, « *les catégories clés* » (KC) – des catégories/activités contribuant substantiellement aux inventaires nationaux de GES – doivent être identifiées conformément aux recommandations du GIEC (GIEC, 2006, V4, Ch1.1.3)
  - Dans une KC, un réservoir est « significatif » s'il représente >25-30 % des émissions provenant de ladite catégorie
- Les réservoirs peuvent être omis selon le principe de *prudence*
- De plus, des émissions/absorptions associées à une KC et à des réservoirs significatifs doivent être estimées selon les méthodes de niveau 2 ou 3*, que l'on considère comme moins incertaines que celle du niveau 1

*La situation du pays (manque de ressources documenté par exemple) peut justifier l'utilisation du niveau 1 pour des KC

Représentativité des parcelles d'échantillonnage

- *Forte variation de la teneur en biomasse dans des forêts tropicales → un échantillon non représentatif peut introduire un biais significatif*

Gérer les incertitudes dues à la représentativité

- Bon échantillonnage statistique nécessaire dans les « points chauds »
- Répartition des échantillons entre les principaux gradients des sols ou gradients topographiques du paysage; par exemple, 20 parcelles (chacune de 0,25ha) ou un échantillon de 5ha peuvent permettre une estimation de l'AGB à l'échelle du paysage à ±10 % (95 % CI)
- Si la situation géographique est connue, des cartes mondiales de biomasse (1km Saatchi / 500m Baccini) peuvent être utilisées pour estimer l'AGB
- Dans le cas où la situation géographique est inconnue, des cartes mondiales de biomasse peuvent être utilisées pour améliorer les valeurs des données de niveau 1

Propagation d'erreur d'estimation de l'AGB

Pour le centre du Panama :

(Chave et al. 2004)

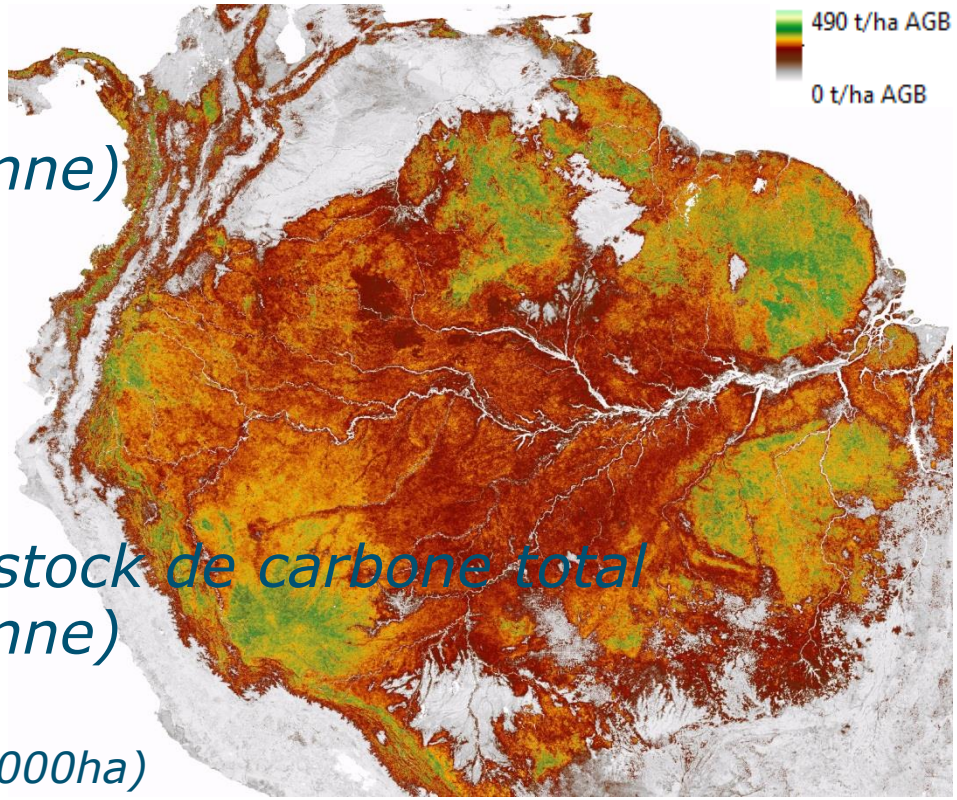
Table 3. Summary of the sources of error in the AGB estimation of a tropical forest.
(Type 1 error refers to the error made in the estimation of the AGB held in a single tree; this error averages out in plots. Type 2 error is that caused by the choice of the allometric model. Types 3 and 4 are two types of sampling error, which can be minimized by large-sized, multi-plot, censuses. The reported values are examples for the forests of the Panama Canal watershed.)

error type		s.e.m. (percentage of the mean)	type of data
1. tree level error	trees > 10 cm diameter	48	BCI plot—pan-tropical allometric model
	trees < 10 cm diameter	78	
2. allometric model	before ρ correction	22	BCI plot—eight allometric models
	after ρ correction (gravité)	13	
	after large tree correction	11	BCI plot—pan-tropical allometric model
3. within-plot uncertainty	0.1 ha plot	16	
	0.25 ha plot	10	
	1 ha plot	5	
4. among-plot uncertainty		11	Marena plots—pan-tropical allometric model
total	50 1 ha plots, after ρ and large tree corrections	24	—

Exemples d'incertitudes associées à des cartes mondiales d'AGB récentes (1/3)

Carte Saatchi à 95 % CI :

- *Incertitude globale d'AGB au niveau du pixel (moyenne)*
  ±30 % (±6 % à ±53 %)
- *Incertitudes régionales :*
  Amérique ±27 % ; Afrique ±32 %
  Asie ±33 %
- *Incertitudes entourant le stock de carbone total au niveau du pixel (moyenne)*
  ±38 % ;
  ±5 % (10 000ha) ; ±1 % (>1 000 000ha)



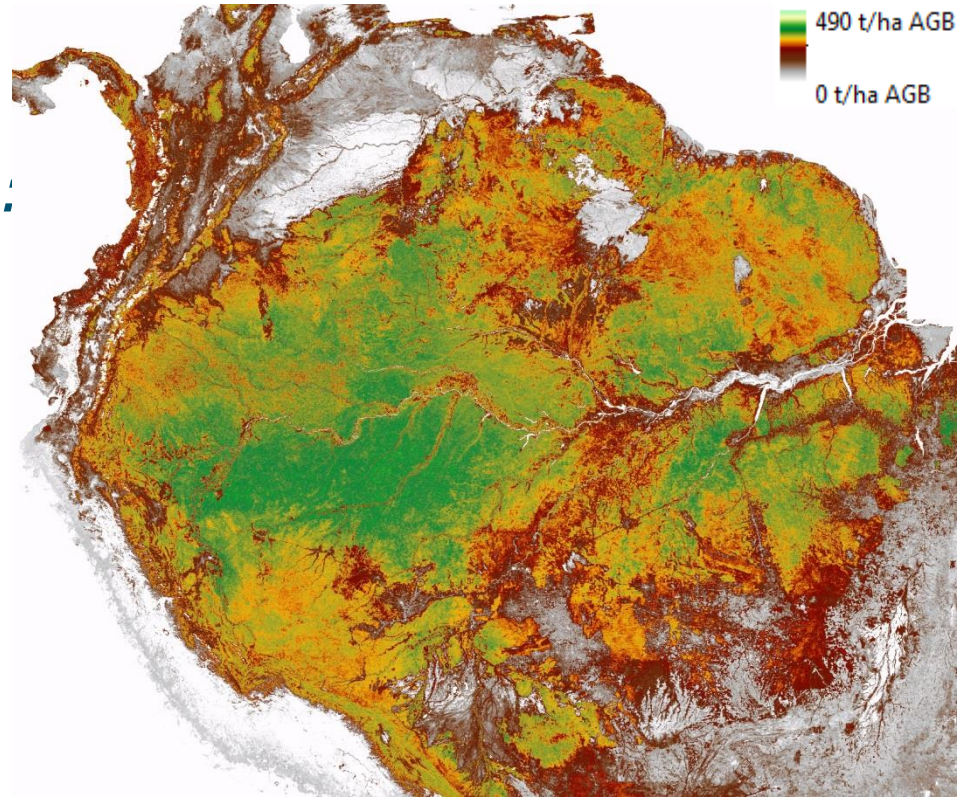
Exemples d'incertitudes associées à des cartes mondiales d'AGB récentes (2/3)

Carte Baccini à 95 % CI *:*

- *Incertitudes régionales pour les stocks de carbone :*

Amérique ±7,1 % ; Afrique ±13,2 %

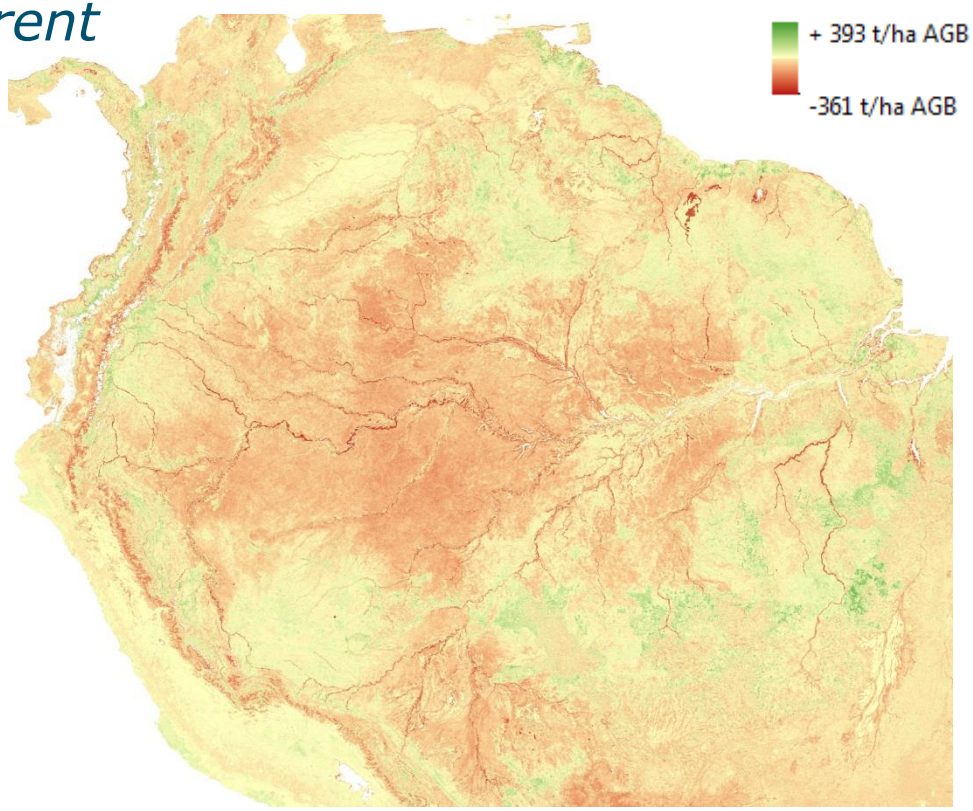
Asie ±6,5 %



Exemples d'incertitudes associées à des cartes mondiales d'AGB récentes (3/3)

Différence entre les cartes de Baccini et Saatchi :

- *Des analyses récentes montrent des différences localement significatives, tandis que les résultats sont comparables au niveau régional*



Plan du cours

1. Importance d'identifier les incertitudes
2. Concepts généraux
3. Incertitudes dans l'estimation des variations des superficies
4. Incertitudes dans l'estimation des variations des stocks de carbone
5. **Combinaison des incertitudes**

Combinaison des incertitudes

- Les incertitudes associées à des variables individuelles peuvent être combinées par :
  - *Propagation d'erreur* (Niveau 1 du GIEC), qui est facile à appliquée en utilisant un outil de type tableur ; certaines conditions doivent être remplies à cette fin.
  - *Simulation Monte Carlo* (Niveau 2 du GIEC), qui est basée sur la modélisation et nécessite plus de ressources ; elle peut s'appliquer à n'importe quelle donnée et n'importe quel modèle.

Évaluation de niveau 1 (1/3)

Le niveau 1 doit de préférence être utilisé uniquement lorsque :

- L'estimation des émissions et des absorptions est basée sur l'addition, la soustraction et la multiplication
- Il n'y a aucune corrélation entre les catégories (ou les catégories sont agrégées de sorte que les corrélations ne sont pas importantes
- Les plages d'incertitude relatives dans les facteurs d'émissions et les estimations de superficies sont les mêmes durant les années 1 et 2
- Aucune variable ne comporte une incertitude > à ±60 %
- Les incertitudes sont symétriques et suivent une distribution normale

Même dans le cas où ces conditions ne sont pas toutes réunies, la méthode de niveau 1 peut être utilisée pour obtenir des résultats approximatifs

En cas de distributions asymétriques → prendre une valeur absolue supérieure

Évaluation de niveau 1 (2/3)

- Équation pour la multiplication :

$$U_{total} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + ... + U_n^2}$$

Where:

Ui = percentage uncertainty associated with each of the parameters

Utotal = the percentage uncertainty in the product of the parameters

- Équation pour l'addition et la soustraction :

$$U_{total} = \frac{\sqrt{(U_1 * x_1)^2 + (U_2 * x_2)^2 ... (U_n * x_n)^2}}{|x_1 + x_2 ... + x_n|}$$

Where:

U_i = percentage uncertainty associated with each of the parameters

x_i = the value of the parameter

U_{total} = the percentage uncertainty in the sum of the parameters

Évaluation de niveau 1 (3/3)

Exemples de combinaison d'incertitudes utilisant la méthode du niveau 1

	Mean value	Uncertainty (% of the mean)
Area change (ha)	10827	8
Carbon stock (t C/ha)	148	15

Thus the total carbon stock loss over the stratum is:

10,827 ha* 148 tC/ha = 1,602,396 t C

And the uncertainty = $\sqrt{8^2 + 15^2} = \pm 17\%$

	Mean	95 % CI
	t (C/ha)	
Living Trees	113	11
Down Dead Wood	18	3
Litter	7	2

therefore the total stock is 138 t C/ha and the uncertainty =

$$\frac{\sqrt{(11\% * 113)^2 + (3\% * 18)^2 + (2\% * 7)^2}}{|113 + 18 + 7|} = \pm 9\%$$

The total uncertainty is ±9% of the mean total C stock of 138 t C/ha

Évaluation de la tendance de niveau 1 (1/2)

L'incertitude de la tendance est estimée (niveau 1) à l'aide de deux types de sensibilités :

- Sensibilité de type A, qui résulte des incertitudes qui affectent également les émissions ou les absorptions durant les années 1 et 2 (autrement les variables sont corrélées au fil des ans)
- Sensibilité de type B, qui résulte des incertitudes qui affectent uniquement les émissions ou les absorptions durant les années 1 et 2 (autrement les variables ne sont pas corrélées au fil des ans)

Hypothèse de base : Facteurs d'émission *pleinement corrélés au fil des ans* (sensibilité de type A), données d'activité *non corrélées au fil des ans* (sensibilité de type B)

Évaluation de la tendance de niveau 1 (2/2)

Tableau pour combiner les incertitudes des niveaux et des tendances en utilisant la méthode de niveau 1

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Category	Gas	Emissions or removals in year 1	Emissions or removals in year 2	Area uncertainty	Emission factor uncertainty	Combined uncertainty	Contribution to variance by category in year 2	Type A sensitivity	Type B sensitivity	Uncertainty in trend introduced by emission factor uncertainty (Note ii)	Uncertainty in trend introduced by area uncertainty (Note iii)	Uncertainty introduced to the trend in total emissions/
		Mg CO_2	Mg CO_2	%	%	$\sqrt{E^2+F^2}$	$\frac{(G*D)^2}{(\sum D)^2}$	Note i	$\frac{D}{\sum C}$	$I*F$	$J*E*\sqrt{2}$	K^2+L^2
E.g. Forest converted to Cropland	CO_2											
E.g. Forest converted to Grassland	CO_2											
Etc	...											
Total		$\sum C$	$\sum D$				$\sum H$					$\sum M$
					Level uncertainty		$\sqrt{\sum H}$				Trend uncertainty	$\sqrt{\sum M}$

Une méthode d'évaluation de la tendance et de calcul de l'incertitude générale de niveau 1 peut être appliquée en utilisant ce tableau.

Voir GOFC-GOLDC (2014) *Sourcebook,* section 2.7, pour l'explication des notes.

Évaluation de niveau 2 : Simulation Monte Carlo (1/2)

La méthode de **niveau 2** est basée sur une **simulation Monte Carlo :**

- La méthode de niveau 2 peut s'appliquer à n'importe quelle équation (tandis que le niveau 1 ne s'applique qu'à l'addition, la soustraction et la multiplication). Le niveau 2 peut aussi s'appliquer à des modèles entiers.
- Le niveau 2 donne des résultats plus fiables que le niveau 1, particulièrement lorsque les incertitudes sont grandes, les distributions sont anormales, ou des corrélations existent.
- L'application du niveau 2 passe par la programmation ou l'utilisation d'un logiciel statistique.
- Pour en savoir plus, voir les Recommandations (2003, ch. 5) et les Lignes directrices (2006, vol. 1, ch. 3) du GIEC.

Évaluation de niveau 2 : Simulation Monte Carlo (2/2)

- Le principe de l'analyse Monte Carlo consiste à choisir des *valeurs aléatoires* de facteurs d'émission, de données d'activités et d'autres paramètres d'estimation à partir de leurs propres courbes de densité de probabilité (CDP), et à calculer les valeurs d'émissions correspondantes.
- Cette procédure est reproduite un grand nombre de fois (5 000 ou 10 000 par exemple) par ordinateur. Elle génère 5 000 ou 10 000 valeurs pour l'émission, à partir desquelles l'utilisateur peut calculer la valeur moyenne des émissions et son intervalle de confiance à 95 %.

Illustration de la méthode Monte Carlo

Source : GIEC 2006, Ch. 3.

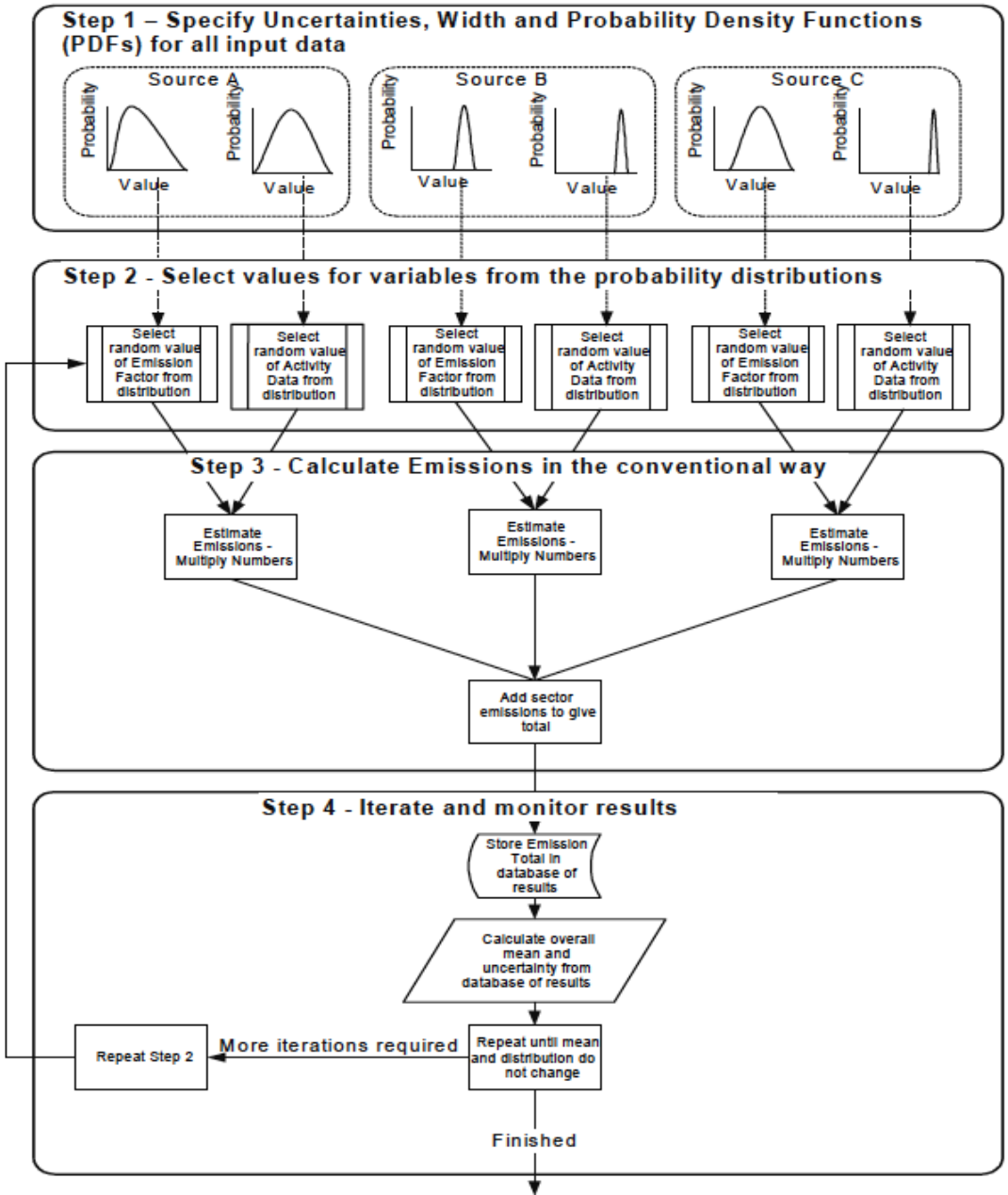
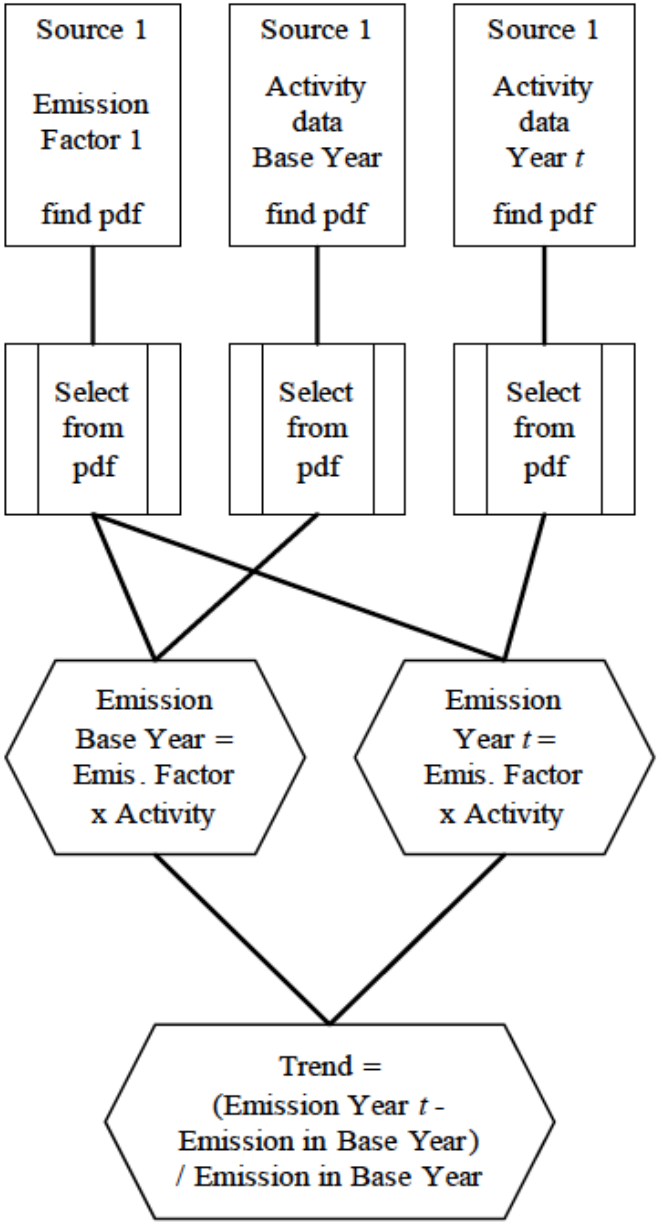


Diagramme de calcul pour l'analyse Monte Carlo

Le diagramme de calcul pour l'analyse Monte Carlo des **émissions absolues** et de la **tendance** pour une catégorie individuelle, estimées en multipliant le facteur d'émission par un taux d'activité (GIEC 2006).

La figure montre le cas où le facteur d'émission est corrélé à 100 % entre l'année de référence et l'année t (le même facteur d'émission est utilisé pour chaque année et on ne prévoit pas de variation interannuelle)

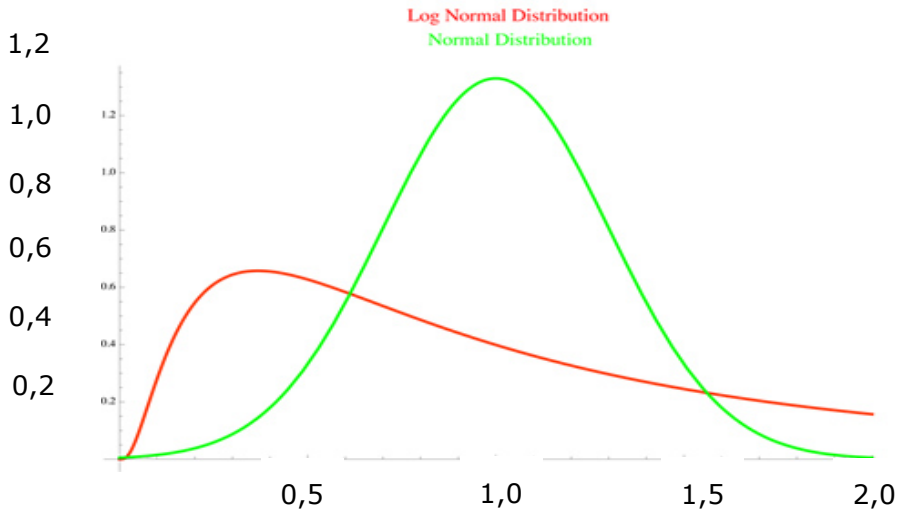
→ Pour le cas où le facteur d'émission n'est pas corrélé, voir GIEC (2006, vol. 1, ch. 3, fig. 3.7).



Données nécessaires pour réaliser une simulation Monte Carlo

- *Incertitude de chaque paramètre exprimée comme une courbe de densité de probabilité* : Toute distribution peut être utilisée avec Monte Carlo. Pour des besoins de simplicité (et si des informations plus détaillées ne sont pas disponibles), les incertitudes symétriques sont souvent considérées comme distribuées *normalement* et les incertitudes positivement asymétriques comme présentant une distribution *log-normale*.

- *Corrélations entre paramètres* : La simulation Monte Carlo peut traiter à la fois des corrélations partielles et complètes.



Notification des incertitudes

Les incertitudes doivent être notifiées selon un format standard

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Category	Gas	Emissions or removals in year 1	Emissions or removals in year 2	Area uncertainty	Emission factor uncertainty	Combined uncertainty	Inventory trend for year 2 increase with respect to year 1 (Note a)	Trend uncertainty of the category	Method used to estimate uncertainty (Note b)
		Mg CO_2	Mg CO_2	%	%	%	% of year 1		
E.g. Forest Land converted to Cropland	CO_2								
E.g. Forest Land converted to Grassland	CO_2								
Etc	...								
Total						Level uncertainty		Trend uncertainty	

Voir GOFC-GOLDC (2014, sect. 4) *Sourcebook* pour l'explication des notes.

Récapitulatif (1/2)

- L'évaluation de l'incertitude est fondamentale dans les contextes du GIEC et de la CCNUCC.
- L'incertitude se décline en deux composantes : *erreurs systématiques* et *erreurs aléatoires*.
- L'*évaluation de l'exactitude* de la couverture des sols et des changements d'affectation des terres est utilisée pour caractériser la fréquence des erreurs (d'omission et de commission) pour chaque classe et l'exactitude globale de la carte à l'aide d'une série de données de référence indépendantes.

Récapitulatif (2/2)

- L'évaluation des incertitudes associées aux estimations des stocks de carbone et des variations des stocks de carbone est généralement plus difficile en raison de différents types d'erreurs aléatoires et systématiques.
- Les incertitudes incertitudes associées à des variables individuelles peuvent être combinées en utilisant soit une propagation d'erreur (niveau 1) soit une analyse Monte Carlo (niveau 2).

Exemples nationaux et exercices

Exemples nationaux

1. Combustion de la biomasse
2. Analyse de l'incertitude : UTCATF en Finlande
3. Appliquer l'approche de prudence à l'exemple de la RDC (approche de la matrice) — voir également l'exercice 4

Exercices

1. Incertitudes associées aux superficies et à la variation des superficies
2. Utilisation des équations du GIEC pour combiner les incertitudes
3. Utilisation des équations du GIEC pour évaluer les incertitudes de la tendance
4. L'approche de la matrice de REDD+ (voir le fichier xls d'exercices et les exemples nationaux – cet exercice est repris au Module 3.3)
5. Préparatifs pour Monte Carlo

Modules complémentaires recommandés

- Module 2.8 pour en savoir plus sur le rôle des progrès technologiques dans la surveillance des variations des superficies forestières et des variations de stocks de carbone forestier

- Modules 3.1 à 3.3 pour en savoir plus sur l'évaluation et la notification dans le contexte de REDD+

Références

- Baccini, A., S.J. Goetz, W. S. Walker, N. T. Laporte, M. Sun, D. Sulla-Menashe, J. Hackler, P.S. A. Beck, R. Dubayah, M. A. Friedl, et al. 2012. « Estimated Carbon Dioxide Emissions from Tropical Deforestation Improved by Carbon-Density Maps. » *Nature Climate Change* 2: 182–185.
- Brown, S. 1997. « Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer. » *FAO Forestry Papers* 134. Rome, Italy: FAO. http://www.fao.org/icatalog/search/dett.asp?aries_id=7736.
- Card, D. H. 1982. « Using Known Map Category Marginal Frequencies to Improve Estimates of Thematic Map Accuracy. » *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48: 431–439.
- Chave, J., R. Condit, S. Aguila, A. Hernandez, S. Lao, and R. Perez. 2004. « Error Propagation and Scaling for Tropical Forest Biomass Estimates. » *Philosophical Transactions of the Royal Socie*ty B 359: 409–20.
- Chave, J., A. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Foelster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J-P Lescure, B. W. Nelson H. Ogawa, H. Puig, B. Riera, and T. Yamakura. 2005. « Tree Allometry and Improved Estimation of Carbon Stocks and Balance in Tropical Forests. » *Oecologia* 145: 87–99.

- Clark, D. B., and D. A. Clark. 2000. « Landscape-scale Variation in Forest Structure and Biomass in a Tropical Rain Forest. » *Forest Ecology Management* 137 : 185–198.
- Feldpausch, T. R., J. Lloyd, S. L. Lewis, R. J. W. Brienen, M. Gloor, A. Monteagudo Mendoza, G. Lopez-Gonzalez, L. Banin, K. Abu Salim, K. Affum-Baffoe, et al. 2012. « Tree Height Integrated into Pantropical Forest Biomass Estimates. » *Biogeosciences* 9 : 3381–3403.
- Freibauer, A. 2007. « Soil Carbon Losses by Deforestation in the Tropics. » PowerPoint presentation. https://seors.unfccc.int/seors/attachments/get_attachment?code=L1NPQ1Y0F267LFN0O8Y2F43H78MJW8ZA.
- Fuller, R. M., G. M. Smith, and B. J. Devereux. 2003. "The Characterization and Measurement of Land Cover Change through Remote Sensing: Problems in Operational Applications? » *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 4 : 243–253.
- GFOI (Global Forest Observations Initiative). 2014. *Integrating Remote-sensing and Ground-based Observations for Estimation of Emissions and Removals of Greenhouse Gases in Forests: Methods and Guidance from the Global Forest Observations Initiative*. (Often GFOI MGD.) Geneva, Switzerland : Group on Earth Observations, version 1.0. http://www.gfoi.org/methods-guidance/.

- GOFC-GOLD (Global Observation of Forest Cover and Land Dynamics). 2014. *A Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring and Reporting Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions and Removals Associated with Deforestation, Gains and Losses of Carbon Stocks in Forests Remaining Forests, and Forestation*. (Often GOFC-GOLD Sourcebook.) Netherland: GOFC-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University. http://www.gofcgold.wur.nl/redd/index.php.

- Grassi, G., S. Monni, S. Federici, F. Achard, and D. Mollicone. 2008. « Applying the Conservativeness Principle to REDD to Deal with the Uncertainties of the Estimates. » *Environmental Research Letters* 3 (3).

- Grassi, G., S. Federici, and F. Achard. 2013. « Implementing Conservativeness in REDD+ Is Realistic and Useful to Address the Most Uncertain Estimates. » *Climatic Change* 119 : 269–275. http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10584-013-0780-x.

- Houghton, R. A. 2005. « Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. » *Global Change Biology* 11 : 945–58.

- Houghton, R. A., et al. 2001. "The Spatial Distribution of Forest Biomass in the Brazilian Amazon: A Comparison of Estimates. » *Global Change Biology* 7 : 731–46.

- GIEC, 2003. *2003 Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie*, Edité par le Programme GIEC des invetaires nationaux de gaz à effet de serre, Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F. Publié par : IGES, Japon. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf.html (Souvent désigné par GPG-UTCATF)

- GIEC, 2006. *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. Volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres. Edité par le Programme des inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. Publié par : IGES, Japon. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html (souvent désignées par LD-AFAT)
- Keller, M., M. Palace, and G. Hurtt. 2001. « Biomass Estimation in the Tapajos National Forest, Brazil; Examination of Sampling and Allometric Uncertainties. » Forest Ecology Management 154 : 371–382.
- Langner, A., F. Achard, G. Grassi, and M. Bucki. « Can Recent Pan-Tropical Biomass Maps Be Used as Improved Tier 1 Level Emission Factors for Reporting for REDD+ Activities under the UNFCCC? » In preparation.
- Lehtonen, A., E. Cienciala, F. Tatarinov, and R. Makipaa. 2007. « Uncertainty Estimation of Biomass Expansion Factors for Norway Spruce in the Czech Republic. » *Annals of Forest Science* 64 : 133–140
- Lowell, K. 2001. « An Area-Based Accuracy Assessment Methodology for Digital Change Maps. » *International Journal of Remote Sensing* 22: 3571–3596.
- McRoberts, R. E. 2014. Post-classification approaches to estimating change in forest area using remotely sensed auxiliary data. Remote Sens Environ. doi : 10.1016/j.rse.2013.03.036.
- McRoberts, R E., W. B. Cohen, E. Næsset, S. V. Stehman, and E. Tomppo. 2010. « Using Remotely Sensed Data to Construct and Assess Forest Attribute Maps and Related Spatial Products. » *Scandinavian Journal of Forest Research* 25 (4) : 340–367.

- McRoberts, R. E., and B. F. Walters. 2012. « Statistical Inference for Remote Sensing-Based Estimates of Net Deforestation. » *Remote Sensing of Environment* 124: 394–401.
- Mitchard, E. T. A., S. S. Saatchi, A. Baccini, G. P. Asner, S. J. Goetz, N. L. Harris, and S. Brown. 2013. "Uncertainty in the Spatial Distribution of Tropical Forest Biomass: A Comparison of Pan-Tropical Maps. » *Carbon Balance and Management* 8: 10.
- Olofsson, P., G. M. Foody, S. V. Stehman, and C. E. Woodcock. 2013. "Making Better Use of Accuracy Data in Land Change Studies: Estimating Accuracy and Area and Quantifying Uncertainty Using Stratified Estimation. » *Remote Sensing Environment* 129: 122–31.
- Pelletier, J., N. Ramankutty, C. Potvin. 2011. "Diagnosing the Uncertainty and Detectability of Emission Reductions for REDD+ Under Current Capabilities: An Example for Panama. » *Environmental Research Letters* 6: 024005.
- Pelletier, J., K. R. Kirby, and C. Potvin. 2012. « Significance of Carbon Stock Uncertainties on Emission Reductions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries. » *Forest Policy and Economics* 24: 3–11.
- Saatchi, S. S., N. L. Harris, S. Brown, M. Lefsky, E. T. A. Mitchard, W. Salas, B. R. Zutta, W. Buermann, S. L. Lewis, S. Hagen et al. 2011. « Benchmark Map of Forest Carbon Stocks in Tropical Regions across Three Continents. » *Proceedings of the National Academies of Science* 108: 9899–9904.

- Sannier, C., McRoberts, R.E., Fichet, L.-V., & Makaga, E. (2014). Application of the regression estimator to estimate Gabon forest cover area and net deforestation at national level. Remote Sensing of Environment doi:10.1016/j.rse.2013.09.015.
- Sierra, C. A., et al. 2007. « Total Carbon Stocks in a Tropical Forest Landscape of the Porce Region, Colombia. » *Forest Ecology Management* 243 : 299–309.
- Stehman, S.V. (2009). Model-assisted estimation as a unifying framework for estimating the area of land cover and land-cover change from remote sensing. Remote Sensing of Environment 113 : 2445-2462
- Stehman, S. V., T.L. Sohl, and T. R. Loveland. 2003. « Statistical Sampling to Characterize Recent United States Land-Cover Change. » *Remote Sensing of Environment* 86: 517–529.
- Strahler, A., L. Boschetti, G. M. Foody, al. 2006. *Global Land Cover Validation : Recommendations for Evaluation and Accuracy Assessment Of Global Land Cover Maps—Report of Committee of Earth Observation Satellites (CEOS) Working Group on Calibration and Validation (WGCV).* Luxembourg : European Communities.
- Van Oort, P. A. J. 2007. « Interpreting the Change Detection Error Matrix. » *Remote Sensing of Environment* 108: 1–8.
- Wulder, M., S. E. Franklin, J. C. White, J. Linke, and S. Magnussen. 2006. « An Accuracy Assessment Framework for Large Area Land-Cover Classification Products Derived from Medium Resolution Satellite Data. » *International Journal of Remote Sensing* 27: 663–683.