



Integración de las observaciones por teledetección y terrestres para estimar las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero en los bosques



Métodos y Orientación de la Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques

Edición 3.0



Integración de las observaciones por teledetección y terrestres para estimar las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero en los bosques

Métodos y Orientación de la Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques

Métodos y Orientación de la Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques Edición 3.0

Tabla de contenidos

Agradecimientos	xi
Acrónimos y abreviaturas	xiii
Explicación de los principales conceptos	xvii
Resumen ejecutivo	xxi
Objetivo y alcance	xxiv
Estructura	xxvi
Capítulo 1 Arreglos institucionales	1
1.1 Elementos básicos	3
1.1.1 Institucionalización	3
1.1.2 Desarrollo de capacidades	6
1.1.3 Asociaciones y colaboración externas	7
1.2 Elementos estratégicos	14
1.2.1 Mandato	14
1.2.2 Identificación de las necesidades de información y de los grupos de interés	14
1.2.3 Uso eficaz de los recursos	16
1.2.4 Comunicación y difusión	17
1.3 Elementos operacionales	20
1.3.1 Procesos	20
1.3.2 Gestión de la información	23
1.3.3 Infraestructura	25
1.3.4 Documentación	32
1.3.5 Garantía de calidad y control de calidad	33
1.3.6 Mejora continua	37
1.4 Maduración de un SNMF a través de la representación y el análisis del sistema	38
1.4.1 Representación del sistema	39
1.4.2 Evaluación del sistema	40
1.4.3 Priorización	46
1.4.4 Mejora del sistema	46
Capítulo 2 Decisiones de diseño técnico	49
2.1 Objetivos y alcance del monitoreo de conformidad con la CMNUCC	49
2.2 Armonización de la notificación	52
2.3 Uso de la orientación de buenas prácticas del IPCC en el contexto de la CMNUCC	53
2.3.1 Categorías y conversiones de la tierra	55
2.3.2 Notificación basada en la actividad y basada en la tierra	57
2.3.3 Estratificación	61
2.3.4 Métodos	62
2.3.5 Enfoques	66
2.3.6 Niveles	68

2.3.7	Reservorios y gases	72
2.3.8	Coherencia y recálculos de las series temporales	73
2.3.9	Análisis de categorías clave	77
2.3.10	Atribución	78
2.3.11	Definición de bosque	81
2.4	Métodos de integración para estimar las emisiones y absorciones	84
2.4.1	Herramientas para datos de la actividad x factores de emisiones/absorciones	89
2.4.2	Métodos totalmente integrados	91
2.4.2.1	Métodos espacialmente explícitos	97
2.4.2.2	Métodos espacialmente referenciados	97
2.4.3	Consideraciones prácticas al elegir una herramienta de integración	98
2.5	Consideraciones metodológicas relativas a REDD+	101
2.5.1	Métodos de estimación para las actividades de REDD+	101
2.5.1.1	Estimación de las emisiones derivadas de la deforestación	102
2.5.1.2	Estimación de emisiones derivadas de la degradación	109
2.5.1.3	Manejo sostenible de los bosques, aumento de las existencias forestales de carbono (en bosques existentes) y conservación de las existencias forestales de carbono	115
2.5.1.4	Aumento de las existencias forestales de carbono (forestación de tierras previamente no forestadas, reforestación de tierras previamente convertidas de bosque a otros usos de la tierra) ..	117
2.5.2	Niveles de referencia de emisiones forestales	118
2.5.2.1	Coherencia con el inventario de gases de efecto invernadero	119
2.5.2.2	Tipos de niveles de referencia forestal	121
2.5.2.3	Ajustes	125
2.5.2.4	Incertidumbres	127
2.5.2.5	Enfoque progresivo y actualización	128
2.5.2.6	Cantidad de niveles de referencia por país	128
2.5.2.7	Los niveles de referencia forestal subnacionales y el concepto de anidamiento	129
Capítulo 3	Fuentes de datos	135
3.1	Fuentes de observaciones con sensores remotos	136
3.1.1	Datos ópticos	137
3.1.2	Radar de apertura sintética	142
3.1.2.1	Sistemas de SAR con longitud de onda de banda larga	143
3.1.2.2	Sistemas de SAR con longitud de onda de banda corta	144
3.1.2.3	Sinergia de datos	146
3.1.3	Sistema LiDAR	147
3.1.3.1	Sistemas LiDAR espaciales	147
3.1.3.2	Sistemas LiDAR aerotransportados	149
3.1.4	Series de datos mundiales sobre el cambio en la cobertura forestal	150
3.1.5	Consideraciones para fuentes de observaciones con sensores remotos	156
3.1.5.1	Mapas de la cobertura de la tierra y de cambios en la cobertura de la tierra	156

3.1.5.2	Datos de referencia	160
3.1.5.3	Estimación de la biomasa	161
3.2	Observaciones terrestres	161
3.2.1	Los inventarios nacionales forestales	162
3.2.1.1	Capacidad para estimar emisiones y absorciones	162
3.2.1.2	Características generales	164
3.2.1.3	Estimación estratificada	166
3.2.1.4	Estimación asistida por modelos	169
3.2.1.5	Configuración de la parcela	170
3.2.1.6	Falta de respuesta	171
3.2.2	Sitios de monitoreo intensivo	173
3.2.3	Otras fuentes de datos terrestres	174
3.2.4	Consideraciones para usar los datos existentes	176
	Capítulo 4 Procesamiento de los datos	179
4.1	Combinación de datos de diferentes fuentes	179
4.1.1	Combinación de observaciones terrestres de diferentes fuentes	179
4.1.2	Combinación de datos de teledetección de diferentes fuentes	181
4.1.3	Combinación de datos terrestres y de teledetección	182
4.2	Métodos para estimar los datos de la actividad	184
4.2.1	Mapas generados a partir de datos de teledetección	184
4.2.2	Monitoreo de cambios y perturbaciones en la superficie de la tierra	187
4.2.3	Estimación de la superficie, de cambios en la superficie y de sus incertidumbres	194
4.2.3.1	Estimadores a utilizar con diseños de muestreo aleatorio simple y sistemático	210
4.2.3.2	Estimadores a utilizar con diseños de muestreo estratificado	210
4.2.3.3	-Estimadores a utilizar con diseños asistidos por modelos	212
4.3	Métodos para estimar las variaciones en los reservorios de carbono	213
4.3.1	Biomasa aérea y subterránea	213
4.3.1.1	Modelos alométricos para estimar la biomasa	214
4.3.1.2	Uso de mapas de biomasa y datos de teledetección para respaldar la estimación de emisiones y absorciones	220
4.3.2	Reservorios de madera muerta y de materia orgánica del suelo	223
4.3.3	Carbono orgánico del suelo	224
4.3.4	Emisiones derivadas de incendios prescritos e incendios forestales	228
4.4	Inferencia	230
4.4.1	Inferencia basada en el diseño	234
4.4.1.1	Factores de emisiones y absorciones	234
4.4.1.2	La incertidumbre para los factores de emisiones y absorciones	235
4.4.2	Inferencia basada en modelos	240
	Capítulo 5 Integración y estimación	243
5.1	Estimación del total de emisiones y absorciones y su incertidumbre asociada	246

5.2	Propagación del error y análisis de Monte Carlo	251
	Capítulo 6 Notificación y verificación	253
6.1	Transparencia y notificación	253
6.2	Verificación interna y externa	254
6.3	Procesos internacionales de notificación y verificación en el marco de la CMNUCC	255
6.3.1	Descripción de las contribuciones determinadas a nivel nacional	256
6.3.1.1	Contenido de las contribuciones determinadas a nivel nacional y plazos para su presentación	257
6.3.1.2	Información requerida en las contribuciones determinadas a nivel nacional	257
6.3.1.3	Ulterior información de contabilización requerida	260
6.3.2	Presentación y revisión de los informes bienales de transparencia	261
6.4	REDD+	266
6.4.1	Notificación de niveles de referencia de emisiones forestales y niveles de referencia forestal	269
6.4.2	Evaluación técnica de los niveles de referencia de emisiones forestales y los niveles de referencia forestal	269
6.4.3	Notificación de resultados de las actividades de REDD+	270
6.4.4	Análisis del anexo técnico de REDD+ para los informes bienales de actualización	272
6.4.5	Sugerencia adicional sobre la notificación y verificación de REDD+	275
	Referencias	277
	Índice	296
	Apéndice A Muestreo	305
	Apéndice B Eficacia relativa	311
	Apéndice C Sistemas de alerta temprana	315

Lista de figuras

Figura 1: Contexto general para un sistema Nacional de Monitoreo Forestal	xxvi
Figura 2: Maduración de un SNMF a través de repetidos procesos de representación del sistema, evaluación, establecimiento de prioridades e implementación de mejoras	39
Figura 3: Selección de métodos para estimar emisiones y absorciones de CO ₂ en base a los datos disponibles	64
Figura 4: Principales factores para diseñar el sistema, seleccionar niveles y enfoques para estimar gases de efecto invernadero	69
Figura 5: Comparación entre un modelo de factores de emisiones/absorciones y una curva típica de crecimiento	88
Figura 6: Ciclo de carbono generalizado de los ecosistemas terrestres de ASOUT donde se aprecian los flujos de carbono al/del sistema, así como entre los cinco reservorios de carbono en el sistema	92
Figura 7: Árbol de decisión para elegir una herramienta de integración existente	100
Figura 8: Perfil de las existencias de carbono en el tiempo en un bosque plantado sujeto a múltiples ciclos de aprovechamiento y posterior crecimiento	114
Figura 9: Proceso institucional para garantizar coherencia entre las estimaciones de REDD+ y el IGEI	121
Figura 10: Uso de datos históricos para elaborar los NREF/NRF	124
Figura 11: Consideraciones para realizar ajustes a los NREF/NRF	126
Figura 12: Cronograma de mejora continua de la MNV	141
Figura 13: Mosaico mundial del SAR de banda L ALOS-2 PALSAR-2 25 m para 2018	144
Figura 14: Escenario de observación global del SAR Sentinel-1 banda C	146
Figura 15: Mediciones fotónicas de altura ICESat-2 a lo largo de un transecto río-bosque	148
Figura 16: Forma de onda completa del sistema LiDAR medida por la GEDI	149
Figura 17: Orientaciones sobre el uso de series de datos mundiales para estimar la cubierta forestal y el cambio en la cubierta forestal	154
Figura 18: Es posible rastrear las actividades con una serie temporal densa de observaciones de la cobertura de la tierra	189
Figura 19: Orientación para seleccionar el marco de inferencia para estimar los datos de la actividad	197
Figura 20: Orientación para seleccionar un método de inferencia para estimar las variaciones en los reservorios de carbono	231
Figura 21: Obligaciones de notificación y cronograma para todas las Partes en la CMNUCC, antes y después del Acuerdo de París	256
Figura 22: Elementos que una Parte debería considerar al contabilizar el componente de mitigación para la contribución determinada a nivel nacional	261
Figura 23: Proceso de evaluación técnica de los NREF/NRF	268

Lista de tablas

Tabla 1: Ilustración de una matriz RACI simplificada	44
Tabla 2: Versiones de la orientación del IPCC	53
Tabla 3: Principales categorías de tierras del IPCC para la notificación de los inventarios de gases de efecto invernadero	56
Tabla 4: Conversión y definiciones de uso de la tierra según las buenas prácticas del IPCC	56
Tabla 5: Principales requisitos de datos de la actividad para las actividades de REDD+	58
Tabla 6: Definiciones para los reservorios de carbono	72
Tabla 7: Ejemplos de aplicación de técnicas alternativas	74
Tabla 8: Ejemplos de datos auxiliares y de hipótesis para clasificar el uso de la tierra	79
Tabla 9: Posibles conversiones que contribuyen a la deforestación y la orientación aplicable del IPCC para estimar las emisiones conexas	104
Tabla 10: Términos utilizados en la ecuación de degradación	111
Tabla 11: Fuentes de factores de emisiones/absorciones en suelos orgánicos	112
Tabla 12: Términos para la ecuación de manejo sostenible de los bosques	116
Tabla 13: Relación entre las actividades de REDD+, las categorías del IPCC y la orientación del DMO	120
Tabla 14: Diferentes tipos de niveles de referencia	122
Tabla 15: Matriz de error de recuentos de la muestra	201
Tabla 16: Matriz de error de las proporciones estimadas de la superficie	201
Tabla 17: Estimaciones de la superficie, errores estándar y límites superiores e inferiores del intervalo de confianza de 95%	204
Tabla 18: Estimaciones de la superficie, errores estándar y límites superiores e inferiores del intervalo de confianza de 95%	207
Tabla 19: Factores de emisiones y absorciones del IPCC asociados con las emisiones diferentes del dióxido de carbono en el suelo	224
Tabla 20: Factores de emisiones y absorciones del IPCC asociados con las existencias de carbono en el suelo	225
Tabla 21: Factores de emisiones y absorciones del IPCC asociados con las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso derivadas del suelo	228
Tabla 22: Factores de emisiones del IPCC con respecto a incendios prescritos y forestales	229
Tabla 23: Información del inventario nacional de gases de efecto invernadero necesaria para rastrear los avances en la mitigación	262
Tabla 24: Información necesaria para rastrear el avance en la implementación y el logro de las metas de mitigación	263
Tabla 25: Información necesaria para rastrear el progreso en los impactos del cambio climático y las acciones de adaptación	264
Tabla 26: Comparación entre los requisitos del análisis técnico y la revisión técnica por expertos	265
Tabla 27: Comparación entre los requisitos de la consideración facilitadora multilateral del avance y el intercambio facilitador de opiniones	266
Tabla 28: Requisitos para acceder a pagos en base a resultados de conformidad con REDD+ de la CMNUCC	267

Tabla 29: Eficacia relativa de utilizar mapas de tierras forestales/no forestales y mapas de cambio nacional vs. mapas elaborados mediante la plataforma GFC de la UMD para Gabón	311
Tabla 30: Eficacia relativa de utilizar mapas de tierras forestales/no forestales y mapas de cambio nacional y mapas elaborados mediante la plataforma GFC de la UMD en contraste con datos de muestra para Gabón	311
Tabla 31: Eficacia relativa de utilizar mapas de tierras forestales/no forestales nacional y mapas elaborados mediante la plataforma GFC de la UMD en contraste con datos de muestra para Tanzania	312

Lista de recuadros

Recuadro 1: La Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques	xxii
Recuadro 2: Los arreglos institucionales	2
Recuadro 3: Experiencia de un país en la institucionalización efectiva	5
Recuadro 4: Ejemplos de estructuras operacionales de SNMF y de tipos de asociaciones	10
Recuadro 5: Asociación y colaboración en el Sistema Nacional de Monitoreo Forestal de Fiji	12
Recuadro 6: Ejemplo de información que podría incluirse en un memorando de entendimiento	13
Recuadro 7: Mozambique – Ejemplo de comunicación, difusión e intercambio de datos	18
Recuadro 8: Infraestructura en la nube para procesar grandes series de datos	29
Recuadro 9: Lista de verificación sugerida para la revisión interna de REDD+	35
Recuadro 10: Enfoques de evaluación del sistema	42
Recuadro 11: Consideraciones sobre la matriz RACI	44
Recuadro 12: Uso de la tierra y actividades de REDD+	58
Recuadro 13: Enfoques de representación coherente de las tierras	67
Recuadro 14: El concepto de nivel del IPCC	70
Recuadro 15: ¿Cuándo se deberían cambiar o perfeccionar los métodos, o agregar nuevas categorías o gases?	76
Recuadro 16: Monitoreo del manejo de las plantaciones en Kenya	80
Recuadro 17: Datos, hipótesis, modelos, herramientas y estimación de emisiones	86
Recuadro 18: Software nacional de inventarios de gases de efecto invernadero para la agricultura y el uso de la tierra	90
Recuadro 19: Métodos de balance de masas	92
Recuadro 20: Descripción de ejemplos de herramientas totalmente integradas	94
Recuadro 21: Ejemplo real de contabilización del Nivel 1 de emisiones de la deforestación de la conversión de bosque primario a tierra agrícola	108
Recuadro 22: Estimación de las existencias promedio de carbono en el largo plazo en bosques plantados	113
Recuadro 23: Enfoques de anidamiento para las actividades de proyectos de REDD+	130
Recuadro 24: Eliminación de nubes y sombras en las imágenes satelitales ópticas utilizadas para cartografiar los datos de la actividad	139
Recuadro 25: Desarrollo progresivo y adaptación del sistema de medición, notificación y verificación de Guyana	140
Recuadro 26: Eficacia relativa	154
Recuadro 27: Consideraciones especiales para el monitoreo forestal en los trópicos secos	157
Recuadro 28: Ejemplo de uso otras fuentes de datos terrestres	175
Recuadro 29: Métodos basados en píxeles y en objetos y segmentación	186
Recuadro 30: Análisis de las series temporales de observaciones de la tierra para monitorear los datos de la actividad	189
Recuadro 31: Ejemplo de datos usados y reglas aplicadas para atribuir incendios y huracanes a los cambios en la cobertura de la tierra en México	192
Recuadro 32: Método de estratificación para evaluar la exactitud y estimar la superficie	200

Recuadro 33: Método asistido por modelos para evaluar la exactitud y estimar la superficie	206
Recuadro 34: Mitigación del impacto de los errores de omisión	208
Recuadro 35: Dominio apropiado de los modelos alométricos genéricos	215
Recuadro 36: Categorización de los modelos alométricos genéricos (especies vs. hábito de crecimiento)	217
Recuadro 37: Estimación de la incertidumbre de los factores de emisiones/absorciones bajo muestreo con reemplazo parcial	239
Recuadro 38: El concepto de prudencia y su aplicación	245
Recuadro 39: Aplicación del análisis de incertidumbre a la deforestación	247
Recuadro 40: La incertidumbre en la diferencia entre un NREF/NRF y las emisiones derivadas de la deforestación durante un período de evaluación	249
Recuadro 41: El proceso de consulta y análisis internacional de la CMNUCC y la revisión técnica por expertos	273
Recuadro 42: Muestreo basado en el diseño y basado en el modelo	306

Agradecimientos

La GFOI agradece sinceramente las contribuciones al DMO del Grupo Asesor, del Equipo del Autor Principal, los autores, colaboradores y revisores mencionados en la lista a continuación. La GFOI agradece todos los aportes que contribuyeron a elaborar la tercera edición del DMO, desde personas a instituciones, incluyendo el apoyo del Equipo del Autor Principal proveniente del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Australia, del Programa SilvaCarbon de los Estados Unidos de América y del Banco Mundial.

Grupo Asesor

Presidenta: María José Sanz (Centro Vasco para el Cambio Climático; España)

Miembros:

Sandro Federici (Unidad de Apoyo Técnico del IPCC; Japón)	Ake Rosenqvist (Comité sobre Satélites de Observación de la Tierra)
Mwangi Kinyanjui (Universidad de Karatina; Kenya)	Rene Siwe (Servicio Forestal de los Estados Unidos; Camerún)
Haruni Krisnawati (Agencia para la Investigación y el Desarrollo Forestal; Indonesia)	Rob Waterworth (Grupo Mullion; Australia)
Dalton de Morisson Valeriano (Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales [INPE]; Brasil)	Yasumasa Hirata (Instituto de Investigación Forestal y de Productos Forestales; Japón)
Dirk Nemitz (Secretaría de la CMNUCC; Alemania)	Mikaela Weisse (Instituto de Recursos Mundiales; Estados Unidos)
Elizabeth Philip (Ministerio de Recursos Naturales y del Medio Ambiente; Malasia)	Curtis Woodcock (Universidad de Boston; Estados Unidos)

Equipo del Autor Principal

Andres Espejo (Banco Mundial; Estados Unidos)	Pontus Olofsson (Universidad de Boston; Estados Unidos)
Sandro Federici (Unidad de Apoyo Técnico del IPCC; Japón)	María José Sanz Sánchez (Centro Vasco para el Cambio Climático; España)
Carly Green (Servicios de Contabilidad Ambiental; Australia)	Rob Waterworth (Grupo Mullion; Australia)

Equipo del Autor

Naikoa Amuchastegui (Fondo Mundial para la Naturaleza; Estados Unidos)	Christoph Kleinn (Universidad Georg-August-Göttingen; Suecia)
Rémi d'Annunzio (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; Italia)	Werner Kurz (Servicio Forestal del Canadá)
Heiko Balzter (Universidad de Leicester; Reino Unido)	Erik Lindquist (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; Italia)
Pradeepa Bholanath (Comisión Forestal de Guyana)	Ronald McRoberts (Servicio Forestal de los Estados Unidos)
Cris Brack (Universidad Nacional de Australia)	Anthea Mitchell (Universidad de Nueva Gales del Sur; Australia)
Charles Brewer (Servicio Forestal de los Estados Unidos)	Erik Næsset (Universidad Noruega de Ciencias de la Vida)
Luca Birigazzi (Secretaría de la CMNUCC; Alemania)	Evan Notman (Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques; Italia)
Edersson Cabrera (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales; Colombia)	Shaun Quegan (Universidad de Sheffield; Reino Unido)
Sarah Carter (Universidad de Wageningen; Países Bajos)	Ake Rosenqvist (solo Earth Observation; Japón)
Narendra Chand (Consultor Independiente; Fiji)	Stephen Roxburgh (Organización de Investigación Científica e Industrial del Commonwealth; Australia)
Danny Donoghue (Universidad de Durham; Reino Unido)	Christophe Sannier (Systèmes d'Information à Référence Spatiale; Francia)

Simon Eggleston (Sistema Mundial de Observación del Clima [SMOC]; Suiza)	Charles Scott (Servicio Forestal de los Estados Unidos)
Nikki Fitzgerald (Departamento de la Industria; Australia)	Göran Ståhl (Universidad Sueca de Ciencias Agrícolas; Suecia)
Giles Foody (Universidad de Nottingham; Reino Unido)	Stephen Stehman (Universidad Estatal de Nueva York; Estados Unidos)
Gustavo Galindo (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales; Colombia)	Viliame Tupua (Ministerio de Bosques; Fiji)
Grant Domke (Servicio Forestal de los Estados Unidos)	Pete Watt (Indufor Asia-Pacific; Nueva Zelanda)
Sara Goeking (Servicio Forestal de los Estados Unidos)	Sylvia Wilson (Servicio Geológico de los Estados Unidos)
Giacomo Grassi (Centro Común de Investigación de la Comisión Europea)	Curtis Woodcock (Universidad de Boston; Estados Unidos)
Alex Held (Organización de Investigación Científica e Industrial del Commonwealth; Australia)	Mike Wulder (Servicio Forestal del Canadá)
Martin Herold (Universidad de Wageningen; Países Bajos)	

Revisores

Gilberto Câmara (Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales [INPE]; Brasil)	Inge Jonckheere (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; Italia)
Jerome Chave (Universidad Paul Sabatier; Francia)	Andrew Lister (Servicio Forestal de los Estados Unidos)
Nagmeldin Elhassan (Alto Consejo para el Medio Ambiente y los Recursos Naturales; Sudán)	Aristides Muhate (Fondo Nacional de Desarrollo Sostenible; Mozambique)
Africa Flores (NASA; Estados Unidos)	Dirk Nemitz (Secretaría de la CMNUCC; Alemania)
Giles Foody (Universidad de Nottingham; Reino Unido)	Carla Ramírez (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; Italia)
Sabin Guendehou (Secretaría de la CMNUCC; Alemania)	Frank-Martin Seifert (Agencia Espacial Europea; Italia)
Tom Harvey (Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques; Italia)	Mikaela Weisse (Instituto de Recursos Mundiales; Estados Unidos)
Mohamed Elgamri Ibrahim (Universidad de Ciencias y Tecnologías; Sudán)	

Acrónimos y abreviaturas

Acrónimo	Término
2006GL	Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero
96GL	Directrices revisadas del IPCC de 1996 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero
ACE	Análisis de categorías clave
ADI	Ambiente de desarrollo interactivo
ALOS	Satélite avanzado de observación terrestre – Satélite ALOS o Daichi (japonés)
ALS	Escaneo láser aerotransportado
ALU	Software nacional de inventarios de gases de efecto invernadero para la agricultura y el uso de la tierra
ANAM	Acción nacional apropiada de mitigación
AP	Acuerdo de París
ASI	Agencia Espacial Italiana (<i>Agenzia Spaziale Italiana</i>)
ASOUT	Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra
AT	Alerta temprana
BA	Biomasa aérea (por encima del suelo)
CBERS	Satélite chino-brasileño para el estudio de los recursos terrestres
CBM-CFS3	Modelo de presupuesto de carbono del sector forestal canadiense
CCDC	Método de detección continua de cambios y de clasificación (de la cubierta de la tierra)
CDN	Contribución determinada a nivel nacional
CMA	Conferencia de las Partes en calidad de reunión de las Partes en el Acuerdo de París
CMNUCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CN	Comunicación nacional
COP	Conferencia de las Partes en la CMNUCC
COVDM	Compuesto orgánico volátil distinto del metano
CPDN	Contribución prevista determinada a nivel nacional
CSIRO	Organización de Investigación Científica e Industrial del Commonwealth
CSOT	Comité sobre Satélites de Observación de la Tierra
CV	Coefficiente de variación
DMO	Documento sobre Métodos y Orientación
ECI	Evaluación consultiva internacional
EE	Error estándar
EI	Estación Espacial Internacional
ER	Eficacia relativa
ERTE	Equipo de revisión técnica por expertos
ESA	Agencia Espacial Europea (<i>European Space Agency</i>)
ETE	Equipo técnico de expertos
ET	Evaluación técnica
EX-ACT	Herramienta de balance de carbono <i>EXACT</i>

Acrónimo	Término
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FC	Fracción de carbono
FCPF	Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques (del Banco Mundial)
FE	Factor de emisión
FLINT	Herramienta de integración total de las tierras
FRA	Evaluación de los recursos forestales mundiales
FRD	Forestación/Reforestación/Deforestación
FR	Forestación/Reforestación
FullCAM	Modelo de contabilización total de carbono
FVC	Fondo Verde de Copenhague para el Clima
GC/CC	Garantía de calidad y control de calidad
GEDI	Investigación de la dinámica de los ecosistemas mundiales
GEI	Gas/Gases de efecto invernadero
GEO	Grupo de Observación de la Tierra
GFOI	Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques
GLAD	Análisis y descubrimiento terrestre global
GLAS	Sistema de altímetro láser para las geociencias
GOFC-GOLD	Observación mundial de la cubierta forestal - Observación mundial de la dinámica terrestre
GPG2000	Orientación del IPCC 2000 sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero
GPG2003	Orientación 2003 sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura
GPS	Sistema mundial de determinación de la posición
GREG	Estimador de regresión generalizada asistido por modelos
HLS	Landsat y Sentinel-2 armonizadas
IBA	Informe bienal de actualización
IB	Informe bienal
IBT	Informe bienal de transparencia
IC	Intervalo de confianza
IceSAT	Satélite de observación del hielo, la nubosidad y la elevación terrestre
IGEI	Inventario de gases de efecto invernadero
INCAS	Sistema de contabilidad de las emisiones de carbono (Indonesia)
INEGI	Instituto Nacional de Estadísticas, Geografía e Informática (México)
INF	Inventario nacional forestal
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
IRS	Satélite indio de teledetección
ISO	Organización Internacional de Normalización
ISRO	Agencia India de Investigación Espacial
JAXA	Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial
L1G	Landsat Nivel 1 Georrectificado

Acrónimo	Término
L1T	Landsat Nivel 1 Ortorectificado
LAMP	Programa Multifuente Asistido de LiDAR
LANDSAT	Satélite terrestre (serie de satélites de los Estados Unidos)
LiDAR	Detección por luz y distancia
MAS	Muestreo aleatorio simple
MDL	Mecanismo para un desarrollo limpio
ME	Muestreo estratificado
MNV	Medición, notificación y verificación
MODIS	Espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada (serie de satélites de los Estados Unidos)
MOLI	Multihuella de observación LiDAR y generador de imágenes
MOU	Memorando de entendimiento
MS	Muestreo sistemático
NASA	Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio
NISAR	Radar de abertura sintética NASA-ISRO
NREF	Nivel de referencia de emisiones forestales
NRF	Nivel de referencia forestal
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
OLCI	Instrumento para el color de la tierra y los océanos
ONCR	Oficina Nacional de Coordinación REDD+ (Madagascar)
ONU	Organización de las Naciones Unidas
ONU-REDD	Iniciativa de colaboración de las Naciones Unidas para reducir las emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal en los países en desarrollo
OSC	Organización de la sociedad civil
OT	Observación de la Tierra
PAOE	Presente, Adecuado, Operacional, Eficaz
PEID	Pequeño Estado insular en desarrollo
PK	Protocolo de Kyoto
PMA	País menos adelantado
PNCBMCC	Programa nacional de conservación de bosques para la mitigación del cambio climático (Perú)
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
POE	Procedimiento operativo estándar
PSTR	Posestratificación
RACI	Responsable, Aprobador, Consultado, Informado
RADAR	Rango de detección por radio
RADARSAT	Serie de satélites canadienses SAR
RDC	República Democrática del Congo
REDD+	Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero causadas por la deforestación, la degradación de los bosques, conservación de las existencias forestales de carbono, manejo sostenible de los bosques, y aumento de las existencias forestales de carbono
RTE	Revisión técnica por expertos
RT	Revisión técnica

Acrónimo	Término
SAOCOM	Satélite argentino de observación con microondas
SAR	Radar de abertura sintética
SEPAL	Sistema de acceso de datos de observación de la tierra, procesamiento y análisis para la vigilancia de la superficie terrestre
SIACON	Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta de México
SIG	Sistema de información geográfica
SLEEK	Sistema para emisiones terrestres de Kenya
SNMF	Sistema Nacional de Monitoreo Forestal
SPOT	Satélite para observación de la Tierra (conjunto de satélites franceses)
SRTM	Misión topográfica Radar Shuttle
SWIR	Infrarrojo de onda corta
TanDEM-X	TerraSAR-X add-on for Digital Elevation Measurement (Alemania)
TEICC	Transparencia, Exactitud, Integridad, Consistencia y Comparabilidad
TerraSAR-X	Satélite radar de observación de la Tierra (Alemania)
UCM	Unidad cartográfica mínima
UCP	Unidad central de procesamiento
USGS	Servicio Geológico de los Estados Unidos
UTCUTS	Uso de la tierra, cambio del uso de la tierra y silvicultura
VNIR	Espectro visible e infrarrojo cercano

Explicación de los principales conceptos

Consúltense un glosario completo de términos del IPCC en el **Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices del IPCC de 2016 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero**

Concepto	Significado	Notas	Referencia de ejemplo (en su caso)
Datos de la actividad	Datos sobre el alcance de la actividad humana que causa las emisiones y absorciones.	Los datos de la actividad se refieren a menudo a superficies o cambios en una superficie.	Capítulo 2 de la GPG2003, Capítulo 3, Volumen 4 de las Directrices del IPCC de 2006
Emisiones y absorciones antropogénicas	Emisiones y absorciones antropogénicas significa que las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero incluidas en los inventarios nacionales son el resultado de actividades humanas.	En el sector de agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (ASOUT), las emisiones y absorciones en tierras gestionadas se toman como variable sustitutiva de las emisiones y absorciones antropogénicas (variable sustitutiva de tierra gestionada), y de las variaciones interanuales de las emisiones y absorciones en el entorno natural, aunque estas pueden ser importantes, se supone que se promedian con el tiempo.	Capítulo 1, Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019
Factores de emisiones o absorciones	Emisiones o absorciones de gases de efecto invernadero (GEI) por unidad de datos de la actividad.		Capítulo 3 de la GPG2003, Capítulo 2, Volumen 4 de las Directrices del IPCC de 2006
Monitoreo Forestal	Funciones de un Sistema Nacional de Monitoreo Forestal que ayudan a un país a cumplir con los requisitos de medición, notificación y verificación, u otros objetivos.		
Nivel de referencia de emisiones forestales o nivel de referencia forestal	Parámetro de referencia expresado en toneladas de CO ₂ equivalentes por año para evaluar el desempeño de cada país en la implementación de las actividades de REDD+.	Deben mantener la coherencia con el inventario de gases de efecto invernadero (IGEI).	Decisiones de la COP 12/CP.17, 13/CP.19 y 14/CP.19 , véase también la ficha informativa de la CMNUCC sobre los NREF/NRF .
Inventario de gases de efecto invernadero	Estimaciones de gases de efecto invernadero antropogénicos de todo el territorio nacional elaboradas con ayuda de los métodos del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), conforme a las decisiones tomadas por la Conferencia de las Partes (COP) en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC).	Abarca la energía, el uso de procesos y productos industriales, los usos de la tierra, ya sea agrícola, forestal y de otra índole y los desechos. La COP acordó basar las estimaciones de emisiones y absorciones de REDD+ en los métodos más recientes aprobados por el IPCC para dicho propósito. La Decisión 12/CP.17 requiere que los NREF y los NRF mantengan coherencia con las emisiones y absorciones antropogénicas relativas a los bosques en los IGEI, y la Decisión 14/CP.19 demanda coherencia entre las emisiones y absorciones notificadas para las actividades de REDD+ y los NREF/NRF.	La Decisión 4/CP.15 de la COP solicita que se utilicen la orientación y las directrices del IPCC más recientes, que haya adoptado o alentado la COP. En efecto, en el contexto de REDD+, el Anexo III, parte III de la Decisión 2/CP.17 identifica estas directrices como las Directrices revisadas del IPCC, versión de 1996 y la Orientación de Buenas Prácticas del IPCC de 2000 y 2003. El DMO también proporciona referencias a las directrices y suplementos de 2006, a los que presumiblemente se puede hacer referencia de forma voluntaria.

Concepto	Significado	Notas	Referencia de ejemplo (en su caso)
Datos terrestres y datos basados en observaciones terrestres	Datos recopilados mediante mediciones realizadas sobre el terreno.	Las mediciones de campo también se pueden considerar como teledetección si el punto de medición está distante de lo que se está midiendo (p.ej., sistema LiDAR o concentraciones gaseosas).	
Arreglos institucionales	El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) describe los arreglos institucionales como políticas, sistemas y procesos que las organizaciones (incluidos los gobiernos) utilizan para legislar, planificar y gestionar sus actividades de forma eficaz, y coordinarse con otros con la finalidad de cumplir con sus respectivos mandatos.		Por ejemplo, los países pueden pasar del “éxodo intelectual” a la “captación de cerebros” creando incentivos para alentar a los trabajadores calificados a quedarse, regresar después de la universidad o participar en proyectos específicos a corto plazo. Dicho esfuerzo podría involucrar a las universidades, la administración pública y el sector privado.
Medición, notificación y verificación, también conocida como Monitoreo, notificación y verificación (MNV).	Procedimientos relativos a la comunicación de todas las medidas de mitigación adoptadas por los países en desarrollo.	Medición es la estimación del efecto de las medidas; notificación es la comunicación a la comunidad internacional; y verificación es la comprobación de la estimación: estos tres procedimientos deben ser acordados por la CMNUCC. En ocasiones se las denomina incorrectamente Monitoreo, notificación y verificación.	Acuerdos de Cancún párrafos 61 al 64, Decisión 1/CP.16; Decisión 14/CP.19 de la COP (Modalidades para la medición, notificación y verificación).
Inventario nacional forestal (INF)	Sistema basado en muestras actualizadas periódicamente, con el fin de proporcionar información sobre el estado de los recursos forestales de un país.	Históricamente, no está relacionado con las emisiones de gases de efecto invernadero, pero donde exista, es una fuente potencial de datos pertinentes.	National Forest Inventories, Tomppo, E., Gschwantner, Th., Lawrence, M., McRoberts, R.E. (eds.). 2010. Springer.
Sistema Nacional de Monitoreo Forestal (SNMF)	Disposiciones en un país para monitorear los bosques, incluidos los elementos fundamentales, estratégicos y operacionales del sistema. En el contexto de REDD+, el SNMF es un sistema de monitoreo y notificación de las actividades de REDD+, de conformidad con las decisiones de la COP.	De conformidad con la COP, un SNMF debería utilizar una combinación de datos de teledetección y basados en observaciones terrestres para proporcionar estimaciones transparentes, coherentes y lo más exactas posible, y que reduzcan las incertidumbres, tomando en consideración las competencias y capacidades nacionales; y que sus resultados estén disponibles y sean adecuados para la revisión, según lo acordado por la COP. Un SNMF puede suministrar información sobre salvaguardias.	Decisiones de la COP 4/CP.15, 1/CP.16 y 11/CP.19 (Modalidades para los sistemas nacionales de monitoreo forestal).
Exactitud	La medida en que las estimaciones de un valor desconocido subyacente, procedentes de diferentes muestras concuerdan entre sí.		

Concepto	Significado	Notas	Referencia de ejemplo (en su caso)
País REDD+	Un país en desarrollo que ha optado voluntariamente por informar sobre las emisiones y absorciones de las actividades de REDD+ en el contexto de pagos en base a resultados.	REDD+ representa los esfuerzos de los países para reducir las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación forestal, y para fomentar la conservación, la gestión forestal sostenible y la mejora de las existencias de carbono en bosques.	
Datos de referencia	La mejor evaluación disponible de las condiciones sobre el terreno para un determinado lugar o unidad espacial. Las observaciones de referencia se pueden utilizar, por ejemplo, para estimar superficies y densidades de carbono y errores estándar relacionados, basados en el muestreo. Los datos de referencia también se utilizan para evaluar la exactitud de los mapas generados mediante teledetección y para corregir sesgos en la estimación. Las observaciones de referencia pueden ser datos terrestres cogeoreferenciados exactamente o de mayor resolución, o datos de teledetección clasificados de forma más exacta, los cuales están disponibles para una muestra aleatoria de los puntos de datos con representación adecuada de las categorías de interés (p.ej., cambios relacionados con la deforestación).	En general, los datos de referencia se recolectan de conformidad con un diseño de muestreo probabilístico. Esto significa que pueden ser utilizados por sí solos para generar estimaciones asociadas con las actividades de REDD+, o pueden ser usados en combinación con datos cartográficos obtenidos mediante teledetección para corregir sesgos en la clasificación. Este último enfoque puede ser el más eficiente en cuanto a recursos. Los datos de referencia son a menudo datos terrestres, si bien también se pueden utilizar datos de teledetección de alta calidad.	
Observaciones por teledetección	Adquisición y uso de datos de satélites, aeronaves, sensores remotos de corto alcance u otras plataformas.	La medición de concentraciones de gases se podría considerar como teledetección si el punto de medición se encuentra alejado de lo que se está midiendo.	Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective, Tercera Edición, Jensen, J. 2004.
Salvaguardias	Compromisos asumidos para proteger y promover la sostenibilidad social y ambiental.	Abarca la compatibilidad con los programas forestales nacionales y los convenios y acuerdos internacionales pertinentes; la transparencia y la eficacia de la gobernanza nacional de los bosques; el respeto de los conocimientos y derechos de los pueblos indígenas y los miembros de las comunidades locales.	Decisiones de la COP 1/CP.16, 12/CP.17, 12/CP.19 y 17/CP.21.
Datos de entrenamiento	Datos utilizados para calibrar los algoritmos de clasificación.	Los datos de entrenamiento pueden ser obtenidos a partir fuentes terrestres o de otros datos de teledetección, tales como datos de alta resolución.	

Concepto	Significado	Notas	Referencia de ejemplo (en su caso)
Incertidumbre	Falta de conocimiento del valor real de una variable que se puede describir como una función de densidad de probabilidad que caracteriza el rango y la probabilidad de posibles valores.	La incertidumbre depende del nivel de conocimiento del analista, que a su vez depende de la calidad y cantidad de los datos aplicables, así como del conocimiento de los procesos subyacentes y los métodos de inferencia.	Para obtener una explicación más detallada de otros términos relacionados con la incertidumbre, consúltese IPCC, 2006 Capítulo 1, Volumen 3.
Evaluación de la incertidumbre	Los compiladores de inventarios utilizan una evaluación de la incertidumbre para mejorarlos a lo largo del tiempo.	El proceso de producir una evaluación de la incertidumbre puede dividirse pragmáticamente en cuatro partes: i) la investigación rigurosa de las posibles causas de la incertidumbre de los datos; ii) el desarrollo de estimaciones cuantitativas de incertidumbre y correlaciones de parámetros; iii) la combinación matemática de esas estimaciones cuando se utilizan como entradas para un modelo estadístico (p.ej., propagación del error de primer orden o método de Monte Carlo); iv) la selección de acciones de mejora del inventario (plan de mejora) que se deben tomar en respuesta a los resultados de las tres partes anteriores.	
Verificación	La verificación se refiere a la recopilación de actividades y procedimientos que se llevan a cabo durante la planificación y el desarrollo, o después de la finalización de un inventario que puede ayudar a establecer su confiabilidad para las aplicaciones previstas del inventario.	Es importante distinguir la verificación, tal como la definen las directrices del IPCC, del concepto de verificación utilizado en los mercados de carbono, que es sinónimo de auditoría independiente.	Si desea una explicación más detallada de verificación, consúltese IPCC 2019 Capítulo 1, Volumen 6.

Resumen ejecutivo

El Documento sobre Métodos y Orientación (DMO) es producido por la Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques (GFOI, por sus siglas en inglés) (**Recuadro 1**). El DMO brinda recomendaciones prácticas para conectar las decisiones de la CMNUCC relativas a la medición, notificación y verificación (MNV) de REDD+ a las orientaciones del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ya que, en general, las directrices y orientaciones del IPCC no identifican las actividades de REDD+.

Específicamente, se ofrecen orientaciones sobre la producción de estimaciones confiables, replicables, sobre los cambios en la cobertura forestal y emisiones asociadas para notificar en virtud de los acuerdos internacionales, sobre la base de la experiencia acumulada por el uso conjunto de todos los datos obtenidos por teledetección y observaciones terrestres.

Esta es la tercera edición del DMO. Actualiza la segunda edición (publicada en 2016), teniendo en cuenta:

- ▶ los acontecimientos pertinentes ocurridos recientemente en las negociaciones de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) relativas a las tierras forestales;
- ▶ los avances a nivel metodológico publicados en el; **Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (el Perfeccionamiento de 2019)**;
- ▶ el aumento de la disponibilidad de datos y las nuevas investigaciones;
- ▶ la utilidad de los métodos descritos para alcanzar objetivos forestales más amplios, nacionales e internacionales, relativos al monitoreo.

El DMO está dirigido a usuarios que son expertos técnicos y a los responsables de las políticas:

- ▶ **Grupo de usuarios 1** – responsables del diseño y la implementación de decisiones para cumplir con los requisitos de MNV de los sistemas nacionales de monitoreo forestal.
- ▶ **Grupo de usuarios 2** – aquellos que trabajan dentro de la CMNUCC, y puedan estar interesados en saber de qué manera las actividades de REDD+ pueden ser descritas y relacionadas con las metodologías del IPCC, de conformidad con la decisión de la Conferencia de las Partes.

El DMO pretende aumentar la comprensión mutua entre los grupos de usuarios y las comunidades científica, tecnológica y política pertinentes, con el fin de orientar la recolección de datos forestales relevantes y facilitar el intercambio de datos y experiencias. Pretende, asimismo, complementar la orientación proporcionada por el IPCC, los enfoques tomados por las iniciativas apoyadas por los socios de la GFOI⁽¹⁾, incluyendo el Programa de colaboración de las Naciones Unidas para reducir las emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal en los países en desarrollo (**Programa ONU-REDD**), el **Programa SilvaCarbon de Estados Unidos**, el **Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques (del BM)** y el **Programa REDD Early Movers** así como una serie de otros

(1) Actualmente comprende representantes de los gobiernos de Australia, Alemania, Noruega, el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte y los Estados Unidos de América, además del Comité sobre Satélites de Observación de la Tierra (CSOT), la Agencia Espacial Europea (ESA, por sus siglas en inglés), la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y el Banco Mundial (BM).

programas relevantes.

Los usuarios podrían optar por aprovechar la disponibilidad del DMO a través de **REDDcompass** que ofrece acceso a las orientaciones más actualizadas de la GFOI, materiales de capacitación y herramientas relativas a la MNV de REDD+; acompaña a los usuarios a través de los diferentes pasos para el establecimiento de niveles de referencia de REDD+ y la estimación de las emisiones y absorciones relacionadas con las actividades de REDD+. Asimismo, el DMO pone de relieve, en su caso, cómo se puede utilizar un sistema bien diseñado y funcional para la MNV de emisiones de REDD+ con el fin de respaldar:

- ▶ la estimación de emisiones y absorciones derivadas del amplio sector de uso de la tierra, cambios de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS);
- ▶ los informes internos para ayudar a evaluar los efectos de las políticas y medidas nacionales;
- ▶ la planificación de otras metas normativas pertinentes para el sector de la tierra;
- ▶ la generación de información para otras metas de notificación del país, por ejemplo, la **Evaluación de los recursos forestales mundiales de la FAO**, el **Convenio sobre la Diversidad Biológica** y la **Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación**.

Recuadro 1: La Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques

La Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques (GFOI) fue establecida de conformidad con el Grupo de Observación de la Tierra (GEO) en 2011 y es una asociación mundial para coordinar la prestación de apoyo internacional en el monitoreo forestal, con el fin de responder a las exigencias de los países en desarrollo. A través de la acción de colaboración de sus socios, la GFOI tiene como objetivo ayudar a los países a producir informes fiables y coherentes sobre el cambio en la cobertura forestal y el uso de los bosques, y las emisiones y absorciones antropogénicas de gases de efecto invernadero (GEI) conexas. Los socios coordinan sus actividades bajo los cuatro componentes principales de la GFOI:

- ▶ **Creación de capacidades** – busca desarrollar un entendimiento común de las necesidades de los países y facilitar las opciones de los países en el diseño, formulación y funcionamiento de su propio Sistema Nacional de Monitoreo Forestal (SNMF). Los socios de desarrollo de capacidades de la GFOI apoyan directamente a los países en el desarrollo de estos sistemas y capacidades asociadas. Esto incluye facilitar asistencia práctica coordinada, capacitación colaborativa, talleres, cursos cortos, intercambios de expertos y otros métodos de transferencia de conocimientos y tecnología.
- ▶ **Datos** – apoya la adquisición, disponibilidad, accesibilidad y capacidad de los países para utilizar series de datos, herramientas y servicios para el monitoreo de los bosques y la contabilización de los GEI de acuerdo con los requisitos específicos de cada país en todo el mundo. Este componente se enfoca en el papel de las series de datos espaciales y no espaciales (*in situ*), junto con las herramientas y servicios para el descubrimiento, acceso y aplicación de datos, con la intención de ayudar a los países a mejorar sus sistemas de monitoreo forestal y las capacidades conexas. Específicamente a través de la labor de su socio principal, el Comité sobre Satélites de Observación de la Tierra (CSOT), la GFOI trabaja con agencias espaciales internacionales en la coordinación del acceso a la cobertura anual continua de todas las regiones boscosas del mundo con datos de teledetección.
- ▶ **Métodos y orientación** – suministra orientaciones metodológicas sobre el uso conjunto de todos los datos de teledetección y terrestres para estimar y notificar con respecto a las emisiones y absorciones de GEI relacionadas con los bosques, de manera coherente con

la orientación del IPCC para los inventarios de gases de efecto invernadero (IGEI).⁽²⁾

- ▶ **Coordinación de investigación y desarrollo** – fomenta una comunidad de expertos para abordar las lagunas de conocimiento, hacer avanzar las nuevas tecnologías y buscar mejoras continuas. Este componente identifica la ciencia y las tecnologías emergentes, que pueden mejorar los esfuerzos de monitoreo y aborda las necesidades que los países no han podido satisfacer. Uno de los principales resultados de este componente es proporcionar un foro regular para la progresión de los temas de investigación hacia soluciones operativas y orientación. Una vez que se han identificado las soluciones y se ha comprobado que están listas para su uso, se pueden proponer para su inclusión en nuevos módulos del DMO y, posteriormente, utilizarse en actividades de creación de capacidades en los países.

(2) Esto es requerido por las decisiones de la CMNUCC para la implementación voluntaria de las actividades de REDD+. Las actividades de REDD+, enumeradas en los Acuerdos de Cancún (**Párrafo 70 de la Decisión 1/CP.16 de la**) son: a) la reducción de las emisiones debidas a la deforestación; b) la reducción de las emisiones debidas a la degradación forestal; c) la conservación de las reservas forestales de carbono; d) la gestión sostenible de los bosques; e) el incremento de las reservas forestales de carbono.

Objetivo y alcance

El DMO de la GFOI proporciona recomendaciones prácticas relativas al desarrollo de sistemas nacionales de monitoreo forestal que contribuyan a cumplir con los requisitos de elaboración de informes nacionales e internacionales:

- ▶ ofreciendo orientaciones de fácil uso para vincular las decisiones de la CMNUCC a las orientaciones del IPCC;
- ▶ enfocándose en cómo se pueden combinar efectivamente los datos basados en la teledetección y en las observaciones terrestres, para mejorar las estimaciones de emisiones y absorciones de GEI predominantemente de los bosques, incluidas las relativas a los IGEI, a las actividades de REDD+ y a las contribuciones determinadas a nivel nacional (CDN);
- ▶ colmando una laguna que, de otra manera, existiría en la orientación práctica sobre la formulación y la implementación de la MNV de REDD+, manteniendo al mismo tiempo la pertinencia general del monitoreo polivalente de los cambios entre la tierra forestal y la tierra no forestal, en particular las metodologías que se han descrito relativas a la representación de la tierra;
- ▶ brindando recomendaciones detalladas para respaldar la toma de decisiones y la implementación técnica, y proponiendo principios generales para la recolección y el uso de los datos, lo que permitirá preservar su pertinencia, aun cuando evolucionen las tecnologías y métodos;
- ▶ demostrando la forma en que los países pueden aplicar los principios descritos en el Documento mediante el uso de ejemplos existentes en la experiencia nacional;
- ▶ destacando, en su caso, la amplia aplicabilidad de los métodos descritos en el desarrollo de un sistema de monitoreo multifuncional.⁽³⁾

En el DMO, el término orientación se utiliza cuando hay referencias cruzadas con la orientación del IPCC; y el término recomendación se utiliza cuando el DMO proporciona material complementario. Por ejemplo, la orientación del IPCC reconoce el rol potencial de la teledetección para la elaboración de los IGEI; y el DMO complementa la orientación del IPCC, proporcionando recomendaciones basadas en la experiencia mundial sobre el uso conjunto de los datos de teledetección y terrestres, especialmente en el contexto de REDD+.

El DMO es de interés para todos los países, pero está dirigido principalmente a los encargados de tomar decisiones técnicas y a las instancias normativas de los países REDD+, así como a sus asociados en los organismos internacionales y en los programas multilaterales y bilaterales. Reconociendo las exigencias de los usuarios finales, el DMO:

- ▶ describe los procesos que los países deben llevar a cabo para desarrollar un sistema que cumpla los objetivos normativos nacionales;
- ▶ utiliza árboles de decisiones y enlaces web para ayudar a los usuarios a navegar y enfocarse en los materiales y herramientas que son de su interés;
- ▶ propone estudios de caso o ejemplos, según proceda, para consolidar la comprensión del lector sobre la recomendación presentada;
- ▶ se presenta en formato impreso y en formatos web a través de la aplicación web del DMO **REDDcompass**, que ofrece acceso en línea este Documento, además de una serie de materiales

(3) Un sistema de monitoreo multifuncional estaría en grado de alcanzar los amplios objetivos del SNMF, por ejemplo, un informe nacional para notificar y apoyar diferentes objetivos normativos, así como informes internacionales para la **Evaluación de los recursos forestales mundiales de la FAO**, el **Convenio sobre Diversidad Biológica** y la **Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación**.

y herramientas de capacitación coherentes con el DMO.

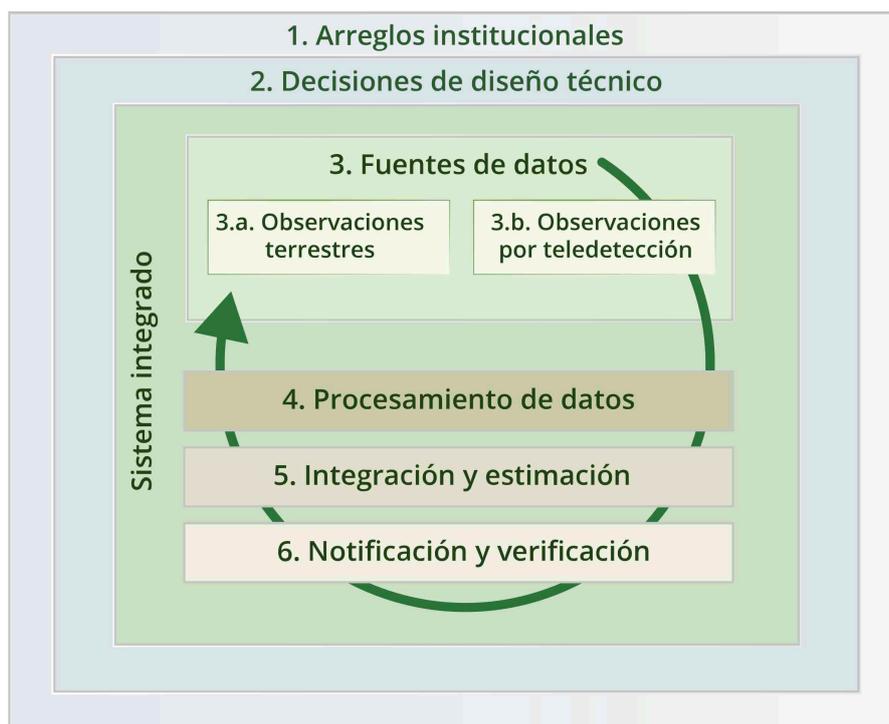
El DMO reconoce la importancia de los requisitos de MNV y de las circunstancias nacionales para determinar la justa combinación de observaciones por teledetección y terrestres a disposición de los países. Las circunstancias nacionales significativas, que pueden evolucionar en el tiempo, incluyen:

- ▶ el nivel de participación de los organismos gubernamentales; la política nacional y las necesidades de elaboración de informes; la planificación de la mitigación y la trazabilidad de los avances;
- ▶ el historial y las motivaciones para el uso de la tierra, y para la transformación del bosque a otros usos de la tierra;
- ▶ la naturaleza y disponibilidad de datos históricos de teledetección y terrestres;
- ▶ la disponibilidad de conocimientos técnicos y capacidad institucional para adquirir, procesar y analizar los datos;
- ▶ la comunidad, la tenencia de la tierra, los grupos de interés, las disposiciones jurídicas y administrativas en materia de actividad forestal y otros usos de la tierra, y el nivel de participación de los grupos de interés y las instancias decisorias;
- ▶ los recursos financieros disponibles para diseñar, construir y hacer funcionar los sistemas de MNV.

Estructura

El DMO está estructurado para ofrecer orientación y recomendaciones para los diferentes componentes genéricos de un SNMF (**Figura 1**), tomando en cuenta también el contexto de cada país. En términos generales, un SNMF contiene componentes (recuadros) y procesos (flechas) técnicos totalmente independientes y, como tales, deben estar completamente integrados para su funcionamiento eficaz.

Figura 1: Contexto general para un sistema Nacional de Monitoreo Forestal



El DMO reconoce que la mayoría de los SNMF se ha elaborado sobre alguna forma de base existente y, habitualmente, empiezan con los datos disponibles y la compilación de las lagunas de datos identificadas. Sin embargo, es inevitable que, al ir **madurando el sistema** y al ir surgiendo nuevas **metas de monitoreo y notificación** se podrían requerir mejoras y, en algunos casos, revisiones del sistema. A través de las **decisiones de diseño técnico** consideradas, combinadas con un **ciclo de mejora continua**, operacional, puede surgir un SNMF polivalente que reúna una gama de indicadores para la notificación, comprendidas las emisiones y absorciones para **REDD+**, un **inventario de gases de efecto invernadero (IGEI)**, un **Informe bienal de actualización (IBA)**, un **Informe bienal de transparencia (IBT)**, y otras exigencias de notificación, planificación y gestión.

- 1. Arreglos institucionales** - basarse en (y consolidar) los arreglos institucionales existentes para establecer un SNMF para cualquier nueva función de MNV reduce la duplicación de esfuerzos y costos, facilita el uso de fuentes oficiales de datos, evita conflictos institucionales y ayuda a maximizar los beneficios comunes y la coherencia en la presentación de informes. El proceso del SNMF requiere claras definiciones de funciones y responsabilidades, además de los acuerdos necesarios entre las instituciones pertinentes. Esto es fundamental, no solo para la exitosa implementación de los procesos técnicos del SNMF, sino también para su sostenibilidad a largo plazo. El establecimiento de estructuras básicas, estratégicas y operacionales permitirá que el

SNMF se convierta en una función continua repetitiva en las instituciones de los gobiernos nacionales que pueden apoyar los objetivos nacionales de presentación de informes y cumplir con los requisitos internacionales de verificación.

2. **Decisiones de diseño técnico** - el SNMF con toda probabilidad estará produciendo informes bajo diferentes marcos nacionales e internacionales para cumplir con las obligaciones de presentación de informes del país. Estos marcos definen aspectos como el alcance espacial y temporal, la periodicidad de la notificación, los requisitos de precisión, las implicaciones para el desempeño, la definición de los niveles de referencia, etc. Es fundamental comprender con claridad las implicaciones del diseño y de las superposiciones y diferencias para ser capaces de optimizar los procesos del SNMF a fin de alcanzar los objetivos nacionales de presentación de informes manteniendo, al mismo tiempo, un equilibrio con los recursos y las capacidades nacionales. Un SNMF debería estar diseñado como programa continuo con **arreglos institucionales** bien establecidos y sólidos, a la par de decisiones de diseño ponderadas de tal forma que pueda funcionar de manera sostenible y cumplir con los compromisos nacionales de notificación e, idealmente, fundamentar los objetivos normativos nacionales más amplios. También es importante estar conscientes de la situación del conocimiento/lagunas de conocimiento y su evolución y contribuir a su mejoramiento y comprensión.
3. **Fuentes de datos** - un suministro de datos adecuado y consistente para el SNMF supone la concertación de **arreglos institucionales** que garanticen la disponibilidad a largo plazo de recursos humanos y logísticos, capacidades técnicas, el establecimiento de asociaciones y la financiación. Como parte de un sistema integrado, las fuentes de datos deben completarse y fundamentarse, de tal forma que las **decisiones de diseño**, por ejemplo, la **estratificación**, así como los **elementos operacionales**, los **procesos** y la **gestión de la información** estén optimizados no para cada tarea por separado, sino para su rendimiento combinado. Esto significa establecer relaciones y vínculos sólidos entre las observaciones por teledetección y las terrestres que deberían ser tratadas como complementarias y no como utilitarias (p.ej., las exigencias de muestreo que deben ser diseñadas cuando ambas fuentes de datos pertenecen a un único sistema integrado y no a dos sistemas separados y cuyos resultados se deberán combinar en un segundo momento).
 - a. **Observaciones terrestres** - es importante tomar en cuenta la relación entre los datos terrestres y los datos de teledetección con respecto a cómo se utilizan y combinan en un SNMF, en particular, la compatibilidad de la geometría de las parcelas sobre el terreno y la del píxel de la unidad cartográfica mínima (UCM) de los datos de teledetección. Otros factores importantes incluyen los diseños de muestreo espacial y temporal de la recolección de datos terrestres, que podrían no ser apropiados para una aplicación específica de datos de teledetección. La naturaleza periódica de los ciclos de recolección de datos terrestres, en particular de los inventarios nacionales forestales (INF) que se completan, en general, cada 5 a 10 años, pueden influir también en la forma en que estos datos terrestres se integran en el SNMF, en particular en su utilización para informar no solo las clases de cambio, sino también las clases estables.
 - b. **Observaciones por teledetección** - al evaluar la utilidad de las observaciones por teledetección para apoyar los requisitos de notificación, son altamente relevantes las consideraciones sobre la definición de bosque, la resolución temporal y espacial, el presupuesto para adquisición y los medios de procesamiento. La sostenibilidad a largo plazo de las capacidades es fundamental para la consistencia y la puesta en marcha de un SNMF.
4. **Procesamiento de los datos** - cuando se hayan adquirido los datos, es necesario combinarlos para aportar estimaciones finales de emisiones y absorciones de GEI, comprendida una estimación

de la incertidumbre general de conformidad con las directrices y las buenas prácticas del IPCC. Esto se debe realizar basándose en fuentes de datos y métodos apropiados de conformidad con el marco de presentación de informes y el contexto.

5. **Integración y estimación** - los requisitos de monitoreo y notificación deben impulsar el análisis y la interpretación, permitiendo optimizar las fuentes de datos y los métodos para integrar los durante las estimaciones. Los objetivos normativos y de notificación que deben apoyar los datos definen la forma en que se utiliza la información y, por tanto, su integración.
6. **Notificación y verificación** - entre otros ejemplos de resultados de la notificación del SNMF se incluyen el **Nivel de referencia de las emisiones forestales (NREF) y/o el Nivel de referencia forestal (NRF)**, los Informes Bienales de Actualización (IBA) y los IGEI (de conformidad con la CMNUCC), los informes de pagos basados en el resultado (Anexo REDD+ del IBA y otros esquemas), los Informes Bienales de Transparencia (IBT) de conformidad con el Acuerdo de París e incluso el **balance mundial** del Acuerdo de París. Estos serán diferentes de conformidad con las directrices específicas de cada marco de presentación de informes tal y como se establece en los **objetivos y el alcance** del SNMF. Si bien algunos pueden tener requisitos superpuestos, o pueden basarse en los mismos datos, deben tener una interpretación diferente como parte del marco pertinente (p.ej., promedio histórico vs. ajuste histórico vs. previsto). La notificación y la verificación son resultados fundamentales del SNMF, ya que apoyan la transparencia y la calidad de los datos producidos. Como tal, es importante que todas las partes involucradas comprendan con claridad las expectativas de verificación, de tal forma que el proceso se pueda completar en consecuencia. La **notificación y verificación** ofrecen una visión general sobre cómo ocurre la verificación de conformidad con la CMNUCC, además de algunas enseñanzas aprendidas y recomendaciones.

En el sistema integrado se deben repetir los siguientes procesos para cada ciclo de medición; y en los sistemas maduros estos procesos ofrecen la oportunidad para incorporar el **proceso de mejora continua** como parte de la funcionalidad del SNMF.

Toda la información se debería almacenar y gestionar en un **sistema de información para la gestión** que incluya un sistema de bases de datos, un sistema de procesamiento, procedimientos de garantía de la calidad, protocolos de seguridad y de cambio de la gestión y métodos para archivar y documentar la información. Este sistema debe permitir la coherencia a través del período de notificación y una comunicación transparente de todo el SNMF, comprendidos los datos, los procesos, la documentación y las personas.

Capítulo 1 Arreglos institucionales

Este capítulo describe los arreglos institucionales que respaldan la implementación efectiva de la MNV, describiendo los elementos básicos, estratégicos y operacionales que debe tener un SNMF para permitir un sistema de MNV eficaz y sostenible. Así como en el Perfeccionamiento de 2019⁽⁴⁾, la información presentada en este capítulo no es de carácter obligatorio, sino que se sugieren los posibles enfoques para concertar arreglos que mejoren la calidad, la conveniencia y el uso de los recursos. Este capítulo suministra también orientaciones para que los países elaboren una cartografía de sus sistemas (**Sección 1.4**) como base para definir, por ejemplo, sus arreglos institucionales y sus necesidades de creación de capacidades. La función de MNV del SNMF, de conformidad con la CMNUCC, se debe emprender en el contexto de la evaluación consultiva internacional (ECI) para los informes bienales de actualización y conforme a la revisión técnica por expertos (RTE) en el contexto del Marco de transparencia del Acuerdo de París para los informes bienales de transparencia (**Sección 2.2**).

La implementación de las metas nacionales de monitoreo de los bosques y los objetivos de notificación –incluidos aquellos relacionados con las CDN y los requisitos de información estipulados por la CMNUCC, además de otros arreglos y foros– requiere arreglos institucionales consistentes (**Recuadro 2**). El SNMF será el eje central de la recopilación y el suministro de datos sobre los bosques y los cambios en los bosques, pero podría también necesitar conectarse con otros sistemas de monitoreo y notificación. Al establecer arreglos institucionales para un SNMF, así como cualquier vinculación a otros sistemas, se debe tomar en cuenta el rango de requisitos, mandatos y jurisdicciones que podrían incluir las diferentes metas nacionales de monitoreo y objetivos de presentación de informes.

Los arreglos institucionales y los procesos para un SNMF deben tomar en cuenta los requisitos estipulados en las decisiones⁽⁵⁾ de la Conferencia de las Partes (COP) en la CMNUCC, relativas a los requisitos de presentación de informes de REDD+. Por ejemplo, se deben desarrollar los siguientes elementos para permitir el acceso a la financiación para REDD+: i) una estrategia o plan de acción nacional; ii) un NREF/NRF nacional; iii) un SNMF sólido y transparente⁽⁶⁾ que cumpla con los requisitos de MNV para REDD+; iv) un sistema para suministrar información sobre salvaguardias⁽⁷⁾ y resultados provistos en un anexo técnico de un Informe Bienal de Actualización.⁽⁸⁾

Arreglos institucionales bien establecidos que puedan cumplir con las funciones de MNV de un SNMF pueden fortalecer el diseño y la evaluación de políticas y acciones, consistentes con políticas y gobernanzas forestales sólidas. De esta forma se aumenta la transparencia en la elaboración de informes, se facilita el financiamiento, en su caso, y se conduce a la cuantificación y notificación de acciones de mitigación en términos de reducción de emisiones y potencialmente otros impactos

(4) El **Capítulo 1, Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019) suministra orientaciones facultativas sobre arreglos para los IGEI, incluidos arreglos institucionales, series y flujos de datos, planes de trabajo, sistemas de gestión de los datos, gestión de la garantía de calidad y control de calidad (GC/CC), capacitación y formación, sensibilización y acceso público a la información. Se recomienda examinar pormenorizadamente este material en combinación con el que se presenta en este Capítulo.

(5) **Sección 2.1** suministra un resumen extendido de las decisiones pertinentes de la COP.

(6) O arreglos subnacionales de monitoreo como medida provisoria; véase el **Párrafo 71 de la Decisión 1/CP.16**.

(7) Según se especifica en el **Párrafo 71 de la Decisión 1/CP.16**.

(8) Los resultados se deberían presentar como anexo del IBA y se deberían verificar de conformidad con las modalidades contenidas en la **Decisión 14/CP.19**.

ajenos a los GEI.

Un SNMF sostenible y operacional permite la continua valoración, evaluación, interpretación y notificación de datos y la derivación de la información que permite el monitoreo de los cambios y tendencias en el tiempo (FAO, 2017). Si bien no existe un enfoque universal cuando se trata de desarrollar un SNMF funcional, se debería disponer de elementos **básicos, estratégicos y operacionales** para permitir una eficaz función de monitoreo y de MNV. Estos elementos pueden ser desarrollados tomando en cuenta los principios básicos fundamentales del país. Independientemente del estadio del ciclo de mejora continua del SNMF (**Sección 1.3.6**) tomar en cuenta una serie de principios relacionados con la gobernanza, alcance, diseño, datos y operaciones en general podría ayudar en el establecimiento de prioridades. Estos principios, si bien no son obligatorios para un SNMF, constituyen elementos de sentido común para un SNMF sostenible y podrían servir como guía para el desarrollo y la mejora de un SNMF. Una descripción detallada de estos principios se puede encontrar en las **Directrices voluntarias sobre el monitoreo forestal nacional** (FAO, 2017).

Recuadro 2: Los arreglos institucionales

Los arreglos institucionales⁽⁹⁾ abarcan a las organizaciones responsables, sus recursos humanos, financiación, equipos y suministros, liderazgo, efectividad y los enlaces de comunicación en y entre esas organizaciones. Ayudan a los países a convertir los hallazgos técnicos complejos en información que puede ser utilizada para fines pertinentes con las políticas.

La CMNUCC ha publicado una **caja de herramientas**⁽¹⁰⁾ para los países no incluidos en el Anexo I sobre el establecimiento y mantenimiento de arreglos institucionales para preparar las Comunicaciones Nacionales (CN) y los IBA. Si bien esta herramienta no es específica para REDD+, sus recomendaciones generales son pertinentes e importantes. En ella se incluye que los arreglos institucionales nacionales deben ayudar a cada uno de los países a garantizar que se establezcan procedimientos nacionales adecuados para recolectar, procesar, notificar y almacenar los datos y la información requeridos, y que los grupos de interés pertinentes de los sectores público y privado estén contribuyendo al cumplimiento de los requisitos para la notificación a la Convención, además de abordar los aspectos más amplios del cambio climático a nivel nacional.

En particular, los arreglos institucionales pueden ayudar a los países a:

1. Cumplir con los requisitos de notificación, de conformidad con la Convención.
2. Desarrollar y fortalecer las capacidades nacionales y garantizar la sostenibilidad y coherencia de los procesos de notificación.
3. Notificar a las instancias normativas, en diferentes niveles.
4. Ayudar en las actividades de institucionalización relativas a la elaboración de informes sobre el cambio climático.

(9) El sitio web del PNUD posee una variedad de recursos sobre recomendaciones y experiencias para concertar arreglos institucionales.

(10) Caja de herramientas de la CMNUCC para los países no incluidos en el Anexo I – establecimiento y mantenimiento de arreglos institucionales para elaborar comunicaciones nacionales e informes bienales de actualización.

1.1 Elementos básicos

Los elementos básicos de un SNMF garantizan su funcionamiento a largo plazo en términos de entrega oportuna y calidad de la información recopilada, analizada y notificada durante las fases de la MNV (es decir, un sistema operacional). Los elementos básicos se pueden agrupar bajo tres temas: 1) **institucionalización**; 2) **desarrollo de la capacidad nacional**; 3) **asociaciones y colaboración externas**. Estos temas están interconectados y algunos se podrían perseguir simultáneamente o utilizando un enfoque gradual según la disponibilidad de recursos, los avances tecnológicos y el desarrollo de capacidades con miras a establecer un sistema operacional sostenible.

1.1.1 Institucionalización

Los arreglos institucionales son más eficaces cuando cuentan con la participación de todos los grupos de interés desde una fase temprana y de modo eficaz. Lo ideal sería que institucionalización significara un SNMF formal, sólido, firme y permanentemente anclado en la administración nacional. La duración en el tiempo de un SNMF requiere fundamentos jurídicos, compromisos financieros y un marco institucional permanente que garantice su implementación y operación eficientes. Solo un SNMF permanentemente institucionalizado puede contribuir a asegurar que:

1. El monitoreo nacional de los bosques sea considerado una responsabilidad importante del gobierno.
2. Se recopilen y manejen sistemáticamente los datos y la información; que estos se pongan a disposición permanentemente y se analicen en el tiempo para permitir la evaluación de los cambios.
3. El gobierno tenga un punto focal claro cuando se necesiten análisis e información específica sobre los bosques.
4. Se conserve y desarrolle ulteriormente la experiencia nacional, lo que es una condición previa para la mejora continua del sistema.
5. Se conserven y desarrollen las competencias y habilidades desarrolladas y estas contribuyan a crear la memoria institucional necesaria.

Las oportunidades y dificultades relativas a la accesibilidad a los datos y los arreglos institucionales son elementos específicos de cada país, por lo que se requieren respuestas concretas en los niveles adecuados. En virtud de la naturaleza interdisciplinaria de REDD+ –y de otros requisitos internacionales para la presentación de informes– podrían participar en el proceso diferentes agencias gubernamentales, organizaciones no gubernamentales (ONG), instituciones y grupos de interés de la comunidad. Incluso si una única institución está a cargo del SNMF, se necesita la participación de muchos actores en los diferentes componentes del sistema como planificación, recolección de datos, GC/CC, gestión de datos, análisis y monitoreo para la presentación de informes sobre el estado y las tendencias en los bosques y para la verificación de la reducción de emisiones. Por consiguiente, las responsabilidades para los diferentes componentes del SNMF pueden recaer sobre diferentes instituciones o divisiones y departamentos dentro de ellas o, tal vez, sobre expertos ajenos al gobierno.

La coordinación requiere la aclaración de las responsabilidades de cada una de las instituciones en los arreglos institucionales nacionales. Esta coordinación debe facilitar el proceso de presentación de informes a nivel nacional e internacional incluyendo, por ejemplo, la preparación de los NRF, IBA, IBT o de las Comunicaciones Nacionales (CN) a la CMNUCC. Para facilitar este proceso, se requerirá que un órgano nacional gestione el trabajo de las instituciones y organizaciones; que

tenga la responsabilidad general de la coordinación de los arreglos administrativos y técnicos, el suministro de productos específicos y la calidad general de las estimaciones notificadas. Las funciones y responsabilidades escritas (p.ej., a través de memorandos de entendimiento [MOU]), claramente designadas para manejar y monitorear REDD+ y las emisiones y absorciones de los IGEEI, contribuirán a evitar confusiones y al suministro oportuno de información a nivel nacional e internacional. Lo ideal sería que la agencia responsable de las estimaciones de REDD+ fuera la misma que ofrece estimaciones sobre las emisiones y absorciones de los IGEEI relativos a los bosques, o que hubiera una estrecha colaboración entre las agencias pertinentes. Asimismo, el SNMF podría recopilar datos sobre otros usos de la tierra, que otras agencias podrían utilizar para fines de presentación de informes.

Las decisiones de la CMNUCC sugieren que el principal órgano institucional designe un punto focal nacional (o entidad) y que este, preferiblemente, sea miembro de ese órgano. La **Decisión 10/CP.19** invita a los países «a designar, de conformidad con sus circunstancias nacionales y los principios de soberanía, una entidad o punto focal nacional que actúe como enlace con la secretaría y los organismos pertinentes de la Convención, según corresponda, en lo relativo a la coordinación del apoyo a la plena realización de las actividades y los elementos a que se hace referencia en los **párrafos 70, 71 y 73 de la Decisión 1/CP.16**, incluidos distintos enfoques de políticas, como los enfoques conjuntos de mitigación y adaptación, y a informar a la Secretaría al respecto». Lo ideal sería que esta entidad nacional o punto focal tuviera la responsabilidad general de coordinar la función de MNV de REDD+ y de fungir de enlace con la CMNUCC, pero es importante destacar que esto no es un requisito y que se invita a los países a nombrar un único punto focal. Si un país decide nombrar un punto focal nacional, este debe ser identificado lo antes posible para evitar la ambigüedad entre los grupos de interés en lo que se refiere a las funciones y responsabilidades de esta persona clave.

Los mandatos y los MOU son importantes para aclarar funciones, responsabilidades, rendición de cuentas y dirigir a las instituciones para que suministren datos o desempeñen tareas específicas. Estos arreglos deberían contribuir a reducir al mínimo las dificultades en la asignación de recursos tanto humanos como financieros. Los documentos deberían especificar de qué manera las instituciones y los grupos de interés de REDD+ trabajarán junto con aquellas que son responsables de la implementación del SNMF y la presentación de informes a nivel nacional e internacional sobre REDD+ y los IGEEI, y con aquellas que utilizan los datos para otros fines de gestión y estratégicos. Si bien el uso estratégico de los mandatos jurídicos se debate en la **Sección 1.2.1**, los elementos clave de un mandato del SNMF incluyen:

1. La visión, el alcance, los objetivos y las metas del SNMF, que deberían ser específicos y mensurables y deberían cubrir tanto el corto como el largo plazo.
2. Una clara designación de responsabilidades y funciones para todas las entidades participantes para lograr los objetivos y metas del SNMF, en general, bajo la coordinación de una única entidad principal.
3. Si el SNMF se implementa de manera descentralizada, una entidad principal debe armonizar, coordinar y mantener la coherencia entre los entes descentralizados.
4. Compromisos explícitos sobre la imparcialidad, la libertad de actuación ante influencias indebidas o posibles conflictos de interés que podrían producir resultados sesgados y/o comprometidos.
5. Especificaciones de los medios para la implementación del SNMF, incluidos los recursos (humanos, financieros, infraestructura, etc.). La asignación de fondos a través de mecanismos de financiación sostenibles/apropiados es fundamental para la implementación y la persistencia del SNMF con el fin de suministrar información actualizada a intervalos regulares. A través del

diseño de una encuesta anual (**Sección 3.2.1**) se puede contribuir a estabilizar la financiación y a preservar el conocimiento institucional.

En vez de crear completamente un sistema *ex novo*, o de crear un sistema solamente con fondos de donantes para proyectos temporales, es eficiente y más sostenible integrar el SNMF y sus actividades (qué se hará y producirá, por quién, cuándo y con cuáles recursos, etc.) en los marcos nacionales existentes en materia de políticas y legislación y en las estructuras (organizaciones) y sistemas gubernamentales de financiación (p.ej., los presupuestos nacionales). Por ejemplo, en vez de crear diferentes mapas sobre el uso de la tierra y la cobertura de la tierra, se debe coordinar con las agencias cartográficas existentes. También es importante tomar en cuenta las enseñanzas aprendidas de experiencias previas/actuales de procesos nacionales de institucionalización y, de ser posible, de casos relevantes fuera del país (**Recuadro 3**). En el contexto de los IGEI y los requisitos de MNV de REDD+, algunos países e instituciones han utilizado acuerdos para el intercambio de datos (**Sección 1.3.2**), en general como una solución provisoria antes de concertar arreglos institucionales exhaustivos en materia de SNMF. En la **Sección 2.5.2.1** se ilustra un árbol de decisiones que identifica la función que desempeña la coordinación institucional para establecer una coherencia entre los IGEI y las estimaciones de REDD+, en el contexto de los NREF/NRF.

Recuadro 3: Experiencia de un país en la institucionalización efectiva

Como parte del desarrollo del marco de REDD+, Madagascar creó la Oficina Nacional de Coordinación REDD+ (ONCR) con el mandato de formular e implementar la estrategia para REDD+. En ese momento, el mandato para informar a la CMNUCC y compilar el inventario nacional de GEI estaba en manos de la Oficina Nacional de Coordinación de Carbono y Cambio Climático. La Dirección de Bosques tenía el mandato legal para monitorear los bosques y estaba a cargo de las comunicaciones internacionales en materia de bosques. Estas agencias pertenecen al Ministerio de Medio Ambiente y Bosques. Con el fin de aclarar las competencias en términos de la función de MNV para REDD+, la ONCR contrató a un consultor con el objetivo de cartografiar el sistema, evaluar los mandatos legales, las funciones y las responsabilidades. Después de una consulta pública con las agencias pertinentes, se presentó una propuesta. Las dos oficinas de coordinación se fusionaron, asegurando que una única entidad tuviera el mandato para informar sobre todos los procesos de la CMNUCC. Hoy día, una unidad de MNV, dentro de la oficina de coordinación resultante, está a cargo de compilar los IGEI para el sector forestal, incluyendo REDD+; y se relaciona con las agencias relevantes para estimar la información sobre cambios en la cobertura forestal. La CDN y el futuro inventario nacional de GEI se actualizarán sobre la base del NREF presentado a la CMNUCC que, a su vez, se basa en la información forestal generada como parte del SNMF que está implementando Madagascar. Estas competencias y mandatos se han incorporado en un decreto presidencial que será aprobado en un futuro próximo.

1.1.2 Desarrollo de capacidades

El desarrollo de capacidades debería ser una parte integral para garantizar una operación eficaz de un SNMF y de sus sistemas conexos de presentación de informes. El desarrollo de capacidades debería estar estrechamente integrado con los procesos de planificación y operacionales del SNMF. Si bien el desarrollo de capacidades deba esforzarse por una **mejora continua**, no se debe tratar necesariamente de un proceso lineal y debería incluir también **evaluaciones regulares** y ser flexible ante los necesarios cambios, metodologías y la organización institucional.

La FAO (2017) ofrece amplias directrices para el desarrollo de la capacidad nacional para un SNMF. El cumplimiento de los requisitos relevantes de presentación de informes sobre el clima debería incluir la consideración de arreglos con instituciones y grupos de interés que son el núcleo de la información sobre el clima pero que podrían no estar familiarizados con los requisitos del SNMF. También es necesario asegurar la armonización con los programas comprometidos con otros elementos de la contabilización del sector forestal (p.ej., la agricultura). Por lo tanto, los planes de creación de capacidades deberían abordar necesidades que van más allá de aquellas que están específicamente vinculadas a los SNMF.

La preparación de planes de 1–2 años que describen las necesidades y arreglos para el desarrollo de capacidades (quién, cuándo, cómo) debería tomar en cuenta los siguientes elementos:

1. La creación de capacidades debería estar integrada en un proceso habitual de planificación y evaluación (**Sección 1.3.1**) a fin de permitir el seguimiento simultáneo de la implementación del monitoreo y la presentación de informes sobre los bosques y la identificación de las áreas de mejora. Estas necesidades pueden estar identificadas junto con un sistema de evaluación (**Sección 1.4**).
2. Hay que considerar cuidadosamente si la capacidad técnica específica puede ser desarrollada mejor por fuentes externas del mundo académico o del sector privado (**Sección 1.1.3**). En estos casos, podría ser importante garantizar que la capacidad para manejar y supervisar contratos exista en las instituciones relevantes.
3. Considerar no solamente la capacidad técnica, sino también las exigencias administrativas y de gestión. Asimismo, se deberían tomar en cuenta tanto los requisitos a corto plazo como aquellos a largo plazo.
4. Tener en cuenta donde puedan existir oportunidades para capacitación interinstitucional, permitiendo que los equipos o unidades que necesitan trabajar colaborativamente entre las instituciones (p.ej., para intercambiar datos o plataformas analíticas) interactúen y adquieran un entendimiento común.
5. Asegurar la capacidad conservada/acumulada en las instituciones relevantes ya sea garantizada con alguna redundancia (p.ej., múltiples personas que trabajan en la misma función) de tal forma que no se pierda cuando las personas se retiren; o estableciendo mecanismo para crear/conservar la memoria institucional (p.ej., creando tutorías, documentando procesos, repitiendo las capacitaciones para nuevo personal, etc.).
6. La comunicación interna eficaz puede ayudar a crear capacidades a través de todos los aspectos del SNMF, desde los arreglos institucionales, las capacidades técnicas y las necesidades

administrativas y de gestión.

Los procesos de evaluación y planificación de las necesidades de capacidad pueden seguir los siguientes pasos:

1. Conducir un proceso de evaluación exhaustivo, basado en el sistema, para identificar los puestos de responsabilidad y las instituciones actualmente encargadas de los SNMF y la presentación de informes conexa, además de las futuras necesidades (**Sección 1.4**).
2. Desarrollar un plan inicial de arreglo institucional.
3. Identificar las deficiencias actuales de capacidad y las previstas para el futuro.
4. Elaborar planes de creación de capacidades para asegurar la conservación de la capacidad actual y resolver las futuras necesidades de creación de capacidades.
5. Compartir los planes de creación de capacidades con instituciones y socios relevantes para obtener retroalimentación e identificar posibles colaboraciones en materia de creación de capacidades. Debe seguir la comunicación y la divulgación.
6. Trabajar con las instancias decisorias nacionales relevantes y con las fuentes externas de financiación para determinar la implementación de los planes de creación de capacidades y encontrar recursos financieros y técnicos para esos planes.
7. Revisar sistemáticamente los planes de creación de capacidades para monitorear el avance e identificar las necesidades nuevas o en constante cambio debido a la evolución del SNMF y de la notificación.
8. Conducir evaluaciones regulares del avance, necesidades y estado de los arreglos institucionales (retornando al Paso 1).

1.1.3 Asociaciones y colaboración externas

Las asociaciones externas representarán una parte importante y continua de un SNMF operacional y pueden mejorar cualquier estructura operacional (**Recuadro 4**) establecida como parte del **proceso de institucionalización**. Entre los asociados externos se pueden incluir los departamentos del gobierno nacional fuera de la estructura nominada para el SNMF, las organizaciones no gubernamentales, la industria, expertos nacionales e internacionales, socios internacionales u otros países a través de la colaboración entre los países del Sur mundial. El **Recuadro 5** ofrece algunos ejemplos sobre cómo pueden estar estructurados los socios externos.

El establecimiento de asociaciones externas formales e informales puede contribuir a resolver algunas limitaciones de recursos y capacidades internas (**Recuadro 5**). A menudo, el trabajo conjunto inicia informalmente y puede ser muy productivo. Sin embargo, los arreglos informales se pueden volver problemáticos si algo sale mal. Al desarrollarse el trabajo conjunto, es importante asegurar que hay arreglos apropiados para la gobernanza y la gestión. Esto podría incluir el establecimiento de una carta

de intención, un MOU o un contrato.⁽¹¹⁾

Algunos ejemplos típicos del tipo de situación en el cual una organización podría concertar un MOU (**Recuadro 6**) cuyo propósito no es ser jurídicamente vinculantes son:

- ▶ estipular un entendimiento entre dos o más agencias para identificar programas y grupos objetivo para el suministro de programas a clientes conjuntos;
- ▶ promover la cooperación y desarrollar ulteriormente una relación positiva entre dos agencias y fomentar la interacción entre sus respectivos recursos humanos, incluyendo reuniones interinstitucionales, publicaciones y colaboración con servicios al cliente.

Las asociaciones pueden ofrecer una plataforma para nuevo conocimiento. A través de procesos decisorios compartidos, ejecución de tareas en colaboración, interdependencia mutua y solución de problemas, cada parte de la asociación puede aprender con y de la otra parte y, en última instancia, generar mejoras en las **funciones operacionales** del SNMF. Esto se consigue mejor a través de alianzas estratégicas donde:

- ▶ hay claridad entre los socios sobre las responsabilidades y la rendición de cuentas acordadas;
- ▶ se han armonizado los objetivos;
- ▶ el objetivo es ser colaborativos y no competitivos;
- ▶ se evita la duplicación de esfuerzos;
- ▶ todos los países tienen un entendimiento general del trabajo que se deberá realizar.

Al ir madurando el SNMF, es posible avanzar de asociaciones informales hasta asociaciones más formales. La adopción de este enfoque más formal para establecer relaciones con los socios ayuda a coordinar las muchas asociaciones diferentes que en general se establecen para apoyar el desarrollo y el funcionamiento del SNMF y evita la duplicación de esfuerzos en la medida de lo posible. Las

(11) Un MOU tiene la finalidad de formalizar los términos de una relación, arreglo o entendimiento entre las partes, pero no está concebido para vincularlas jurídicamente, contrariamente a lo que ocurre con un contrato que es una promesa o acuerdo jurídicamente vinculante.

cuatro etapas para construir una asociación de colaboración madura y formal son:

1. Exploración

- ▶ Comprender las necesidades del SNMF.
- ▶ Investigar quién está en mejores condiciones para resolver estas necesidades.

2. Formación

- ▶ Se definen, concuerdan y documentan las prácticas de colaboración.
- ▶ Se articula un resultado común de la colaboración.
- ▶ Se establecen estrategias conjuntas o que se refuerzan mutuamente.
- ▶ Se establecen políticas, procedimientos y otros medios compatibles para operar a través de los límites de las agencias.

3. Operación

- ▶ Se concuerdan las funciones, responsabilidades y recursos.
- ▶ Se resuelven las necesidades identificadas en la fase de exploración aprovechando todos los recursos disponibles.

4. Evaluación

- ▶ Se desarrollan mecanismos para monitorear, evaluar y presentar informes sobre los resultados de la colaboración.
- ▶ Los resultados de la evaluación de la colaboración informan los **procesos de mejora continua** del SNMF.

La participación de los centros de investigación y académicos, así como del sector privado, garantizará la sostenibilidad a largo plazo del SNMF a través de varios factores. La planificación y la exitosa implementación a largo plazo de un SNMF y su función asociada de MNV deben ir acompañadas de investigación y desarrollo en todos los casos, si bien en diferentes niveles (FAO, 2017). Las relaciones con las organizaciones de investigación y el sector privado, por tanto, pueden ser fundamentales para el desarrollo y la sostenibilidad de un SNMF.

En primer lugar, las instituciones de investigación y académicas y las empresas locales de consultoría pueden tener una función activa en el desarrollo y la implementación del SNMF a través de la investigación y la prueba de las mejoras al SNMF para resolver aquellas cuestiones complejas. En segundo lugar, estas relaciones pueden ofrecer experiencia local y nacional que lleve a fortalecer la capacidad nacional y asegurar la sostenibilidad a plazos más largos. En tercer lugar, los datos generados por el monitoreo fundamentan también la investigación. Los datos de los esfuerzos nacionales de monitoreo de los bosques se utilizan cada vez más en proyectos de investigación y son insumos fundamentales para fundamentar las decisiones sobre la política forestal nacional. Asimismo, los datos generados por un SNMF ofrecen numerosas oportunidades de investigación más allá del campo específico del monitoreo forestal.

Las instituciones de investigación y académicas nacionales e internacionales establecidas en el país se deberían considerar como grupos de interés durante la fase de diseño y la implementación del SNMF y, al mismo tiempo, posibles usuarios del SNMF una vez que se haya establecido. En gran medida, esto se aplica también al sector privado y a las organizaciones de la sociedad civil que, en el campo del

monitoreo forestal, tienen a menudo fuertes lazos con las organizaciones nacionales de investigación.

Hay una estrecha relación entre el fortalecimiento de la investigación relativa al monitoreo forestal y la creación de capacidades. Sin embargo, para que sean eficaces, estas asociaciones se deben formalizar. Esto se puede lograr, principalmente, en dos niveles:

1. A nivel institucional o estratégico para el cual se establece una relación formal entre la institución mandatada y la institución de investigación relevante, a través de un nexo jurídicamente vinculante, por ejemplo un MOU.
2. A nivel operacional, a través de la contratación pública específica.

La identificación de prioridades para la investigación y el desarrollo forestales requerirá el desarrollo de suficiente capacidad para asegurar que se ha basado en las necesidades de los grupos de interés. Asimismo, la consolidación de las instituciones de investigación contribuirá a (FAO, 2017):

1. Asegurar la reciprocidad del flujo de información entre el SNMF y su función de MNV y los investigadores: los objetivos de la investigación deberían estar definidos con claridad por el SNMF, pero deberían ser lo suficientemente flexibles para permitir la incorporación de nuevos resultados de la investigación y nuevas mejoras al SNMF.
2. Identificar necesidades de investigación científica para llenar las actuales lagunas de información, especificando prioridades para la investigación y ofreciendo determinadas facilidades básicas para agilizar el progreso, permitiendo que el investigador acompañe el SNMF hacia nuevas áreas de desarrollo.
3. Promover la colaboración con diferentes unidades de investigación, según proceda, con miras a consolidar la implementación y fomentar la sostenibilidad del SNMF. En este contexto, la colaboración de la investigación con universidades puede alentar a los jóvenes científicos a interesarse o incluso entusiasmarse con el monitoreo forestal.
4. Promover las redes de trabajo y la colaboración entre los institutos y actores de la investigación nacionales, regionales e internacionales para garantizar adecuados canales para la divulgación de los resultados.

Recuadro 4: Ejemplos de estructuras operacionales de SNMF y de tipos de asociaciones

- ▶ **Centralizadas vs. descentralizadas** – la principal agencia del país puede mantener la mayor parte de la autoridad de control y toma de decisiones. Es probable que un enfoque centralizado incluya, relativamente, pocas instituciones. Por el contrario, un enfoque descentralizado puede incluir muchos equipos y/o instituciones diferentes con diversas funciones, responsabilidades y disponibilidad de recursos. Es más probable que los países que cuentan con una administración de grandes dimensiones y diversas instituciones con conocimientos relevantes utilicen el enfoque descentralizado. En este caso, es importante identificar el organismo principal, que desempeñará una función fundamental de coordinación, a fin de garantizar coherencia entre las decisiones metodológicas tomadas por los diferentes equipos y/o instituciones pertinentes. Se deben concertar arreglos para mejorar la cooperación con instituciones jurisdiccionales subnacionales que realizan actividades de monitoreo a nivel subnacional.
- ▶ **Internalizadas vs. externalizadas** – los organismos y funcionarios del gobierno pueden elaborar la mayoría, sino todas las estimaciones de REDD+, internalizando de este modo el proceso. En alternativa, el gobierno puede externalizar el trabajo a consultores, institutos de investigación, instituciones académicas u ONG. La externalización puede ser útil –dependiendo de la disponibilidad de competencias internas– pero es un riesgo ya que

las competencias externalizadas pueden no ser capaces de integrarse bien a los procesos gubernamentales, pueden ya no estar disponibles y pueden brindar recomendaciones conflictivas. Para que sea ventajosa, la competencia externalizada debe ir de la mano con el desarrollo de capacidades de los organismos encargados del SNMF, con el objetivo de mantener la coherencia y la sostenibilidad en el tiempo, en particular en lo que respecta a la gestión de recursos externalizados, mientras se desarrollan las capacidades internas.

- ▶ **Una sola agencia vs. múltiples agencias** – la agencia principal puede estar ubicada dentro de un único órgano gubernamental, o este puede estar conformado por un grupo de trabajo, comité u otra estructura de múltiples agencias. Una estructura de múltiples agencias requiere una delimitación clara de funciones y responsabilidades (en general basadas en los mandatos de estos entes), para asegurar que haya una línea clara de toma de decisiones e informes sobre la estimación de REDD+. Si bien el enfoque de múltiples agencias puede tener algunas ventajas relativas con respecto a la pluralidad en el proceso de toma de decisiones, en la práctica suele ser mejor si una agencia tiene la función de coordinación general, para evitar conflictos.

Fuente: Hewson et al. (2014).

Recuadro 5: Asociación y colaboración en el Sistema Nacional de Monitoreo Forestal de Fiji

La República de Fiji ha adoptado un enfoque centralizado para el funcionamiento de su SNMF. El Ministerio de Finanzas es el organismo principal y punto focal nacional de la CMNUCC, incluso para REDD+. Este ministerio depende del Ministerio de Bosques para obtener información relativa a la silvicultura, a fin de cumplir con sus obligaciones de presentación de informes a la CMNUCC. Como tal, el Ministerio de Bosques es responsable del SNMF.

El Ministerio de Bosques estableció un enfoque de múltiples agencias para guiar el diseño del SNMF y la toma de decisiones operativas. El Comité Directivo de REDD+ está compuesto por representantes de 15 organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, cada una con responsabilidades claramente definidas relacionadas con la representación de los intereses de sus grupos de interés y la contribución de conocimientos técnicos específicos a sus áreas de enfoque.

Siempre que sea posible, el Ministerio de Bosques prioriza la contratación interna para el funcionamiento del SNMF. Para crear las capacidades y la infraestructura necesarias, se realizó una serie de consultorías a corto plazo que incluyeron: asesoramiento sobre las metodologías adecuadas para cumplir con las decisiones de diseño; creación de capacidad interna relacionada con el procesamiento y análisis de datos; establecimiento de laboratorios apropiados y otra infraestructura; documentación de los procesos del sistema. Como resultado de estas consultorías a corto plazo, el Ministerio de Bosques puede generar internamente, y de manera competente, los datos anuales de cobertura forestal y cambios en la cobertura forestal (datos de la actividad) y tener la base de datos necesaria y la herramienta de integración capaz de generar estimaciones de emisiones y absorciones de REDD+ para que el Ministerio de Finanzas cumpla con los requisitos de notificación externa.

En esta fase inicial de la subcontratación se destacaron las siguientes enseñanzas:

- ▶ Requerir que los contratos externalizados incluyan productos de creación de capacidades y proporcionen la documentación del sistema, como los procedimientos operativos estándar (POE), que ayuden a establecer las bases necesarias para la capacidad internalizada.
- ▶ Se comprobó que los compromisos de recursos financieros para la infraestructura y la capacitación específica adicional eran eficaces para poner en funcionamiento la capacidad interna dentro del Ministerio de Finanzas.
- ▶ Las asociaciones internas y externas, como las establecidas a través del Comité Directivo de REDD+ y la Unidad de Apoyo Técnico del Banco Mundial, son estructuras de apoyo importantes para los recursos humanos a medida que aumenta la capacidad y la confianza.
- ▶ Compartir experiencias con otras agencias y países puede fortalecer aún más las capacidades y la confianza.

Recuadro 6: Ejemplo de información que podría incluirse en un memorando de entendimiento

En términos generales, un MOU debe incluir:

- ▶ detalles de las partes en el acuerdo (personas designadas que pueden tomar decisiones o hablar en nombre de la agencia en relación con el MOU y la prestación de los servicios especificados en el mismo);
- ▶ información de antecedentes;
- ▶ objetivos, propósitos y beneficios previstos;
- ▶ acciones/servicios acordados;
- ▶ acuerdos operativos y de implementación.

Asimismo, cuando dos o más agencias están, por ejemplo, compartiendo un ingreso o participando en una investigación conjunta, se puede considerar lo siguiente según las regulaciones locales:

- ▶ acuerdos de pago;
- ▶ acuerdos de propiedad intelectual;
- ▶ acuerdos financieros y/o de recursos;
- ▶ mecanismos de resolución de controversias;
- ▶ manejo de riesgos (como exclusiones o limitaciones de responsabilidad, requisitos de seguro e indemnizaciones).

Cada MOU debe incluir una declaración de entendimiento (es decir, una declaración expresa en el sentido de que ese instrumento no tiene la intención de crear obligaciones jurídicamente vinculantes para las partes). En términos generales, un MOU no incluye información sobre fechas de vencimiento o terminación, aunque debería especificar una fecha de revisión.

Todas las partes que participan y firman el MOU deben conservar una copia del documento firmado por un funcionario ejecutivo y/o presidente (o sus equivalentes). Si la agencia celebra una serie de MOU con múltiples contrapartes, puede ser aconsejable crear una referencia para cada instrumento que comprenda:

- ▶ número de referencia;
- ▶ nombres de las partes involucradas;
- ▶ nombre de contacto, cargo y detalles del MOU;
- ▶ descripción de los objetivos del acuerdo y acciones a realizar por la agencia en cuestión;
- ▶ plazos del documento, incluidas las opciones de revisión y extensión;
- ▶ resultado/s especificado/s (facultativo);
- ▶ cartas de terminación o prórroga.

1.2 Elementos estratégicos

Los elementos estratégicos se refieren a acciones de organización y de planificación para las actividades de MNV en un SNMF, entre otras: **el mandato, la identificación de las necesidades de información y de los grupos de interés, la comunicación y divulgación, y el uso eficaz de los recursos.**

1.2.1 Mandato

La implementación de un SNMF requiere un mandato político claro, que puede ser asignado solamente por un organismo gubernamental. En general, los mandatos conllevan la definición de una visión, objetivos y metas y la especificación de los recursos disponibles, entre otros, el presupuesto, los recursos humanos y la infraestructura. En algunos casos es también necesaria la reglamentación jurídica, por ejemplo, para facilitar el acceso a las tierras privadas y realizar los inventarios sobre el terreno. Desde el punto de vista estratégico, los mandatos son importantes por varias razones, muchas de las cuales ya se han mencionado en la **Sección 1.1.1**. La formalización de las expectativas y responsabilidades puede crear un entorno operacional favorable para los grupos de interés.

En general, la formulación de un mandato es un proceso normativo que ayuda a reunir a las organizaciones que utilizarán la información del SNMF, entre otras, agencias ambientales y ONG, industrias forestales y afines, universidades, organizaciones de la sociedad civil y organizaciones internacionales. Cuanto más amplio es el apoyo, mayor probabilidad tendrá el gobierno de estipular el mandato necesario.

A menudo, diferentes agencias tienen mandatos relacionados o superpuestos, por ejemplo, el departamento de agricultura que tiene autoridad para realizar el INF; el departamento geológico para la cartografía nacional; y el departamento de protección del medio ambiente, para la presentación de informes sobre REDD+ y los IGEI a nivel nacional e internacional. Como es de esperarse, todo esto puede crear conflictos, retrasos y pérdida de información. El órgano institucional debe trabajar con cada una de estas organizaciones para concertar un acuerdo que abarque todos estos aspectos. Si los mandatos se superponen o dejan lagunas, el órgano institucional y los miembros de las organizaciones deben trabajar para enmendarlos y buscar soluciones a esos problemas.

1.2.2 Identificación de las necesidades de información y de los grupos de interés

La identificación y la examinación de todos los requisitos de notificación, nacionales e internacionales, así como de los grupos de interés que participan en esos procesos, pueden mejorar la sostenibilidad a largo plazo del SNMF. Para establecer la función de MNV en este sistema –para las emisiones de GEI del sector forestal– se requiere un claro mandato del gobierno. Una vez que se ha identificado la organización (o las organizaciones) con dicho mandato, se deben definir los resultados y productos esperados del sistema. Este proceso debería empezar tomando en cuenta los requisitos normativos nacionales e internacionales⁽¹²⁾ y las necesidades de información conexas. Es probable que estas necesidades de información estén presentes en diferentes organizaciones y a diferentes niveles dentro de ellas, de tal forma que se podría necesitar una segunda ronda de recolección de información después de identificar a los grupos de interés pertinentes que incorporarán y utilizarán la información

(12) Los requisitos de información de la CMNUCC se enuncian en el **Capítulo 6**.

producida.

La identificación de los grupos de interés puede ser un proceso repetitivo, a través de diferentes consultas con esos actores. Se pueden llevar a cabo diferentes tipos de consultas con los grupos de interés, dependiendo de los resultados esperados. Si se dispone de poca información sobre estos grupos y sus necesidades reales, una buena fuente podría ser una encuesta postal o en línea, pero el nivel de respuesta tiende a ser muy bajo y debería estar acompañada al menos con entrevistas semiestructuradas en las cuales se utiliza la encuesta como guía. Cuando ya se ha identificado a la mayoría de los grupos de interés, un buen método para recopilar las necesidades de información sería organizar una serie de talleres e invitarlos a participar. Sin embargo, este proceso debería estar bien estructurado, con actividades y resultados claramente identificados para asegurar que se complete de manera oportuna.

En un segundo momento, los grupos de interés podrían explorar en detalles y resumir las necesidades de información. En general, los grupos de interés se clasifican en las siguientes categorías:

- ▶ **Instituciones gubernamentales** – representadas por sus órganos de ejecución y asociados que, en su mayoría, son usuarios de un servicio o resultado pero pueden también ser productores de capacidades. Los usuarios nacionales deben presentar informes, en primer lugar, de acuerdo con los requisitos de la CMNUCC (p.ej., REDD+), pero también necesitan información relativa al desarrollo normativo nacional (p.ej., para las CDN) y su implementación, incluida la formulación de planes de manejo forestal. Se incluyen las autoridades jurisdiccionales subnacionales que tienen autoridad para el manejo forestal.
- ▶ **Financieras** – donantes y organismos internacionales de desarrollo que apoyan la implementación de REDD+ y del uso climáticamente inteligente y sostenible de la tierra, donde los bosques tienen una función principal. Los donantes consumen información forestal y están activos en la implementación técnica del SNMF y de sus funciones conexas de MNV y los procesos de la CMNUCC. Asimismo, son importantes grupos de interés para el apoyo técnico y financiero de los SNMF.
- ▶ **La comunidad científica y de investigación** – con su doble función de consumidores y productores de información (p.ej., formulan las bases metodológicas y aseguran la calidad de los resultados de este tipo de sistema).
- ▶ **Organizaciones de la sociedad civil (OSC)** – utilizan los datos forestales para cumplir con sus funciones de organismos independientes de supervisión y como órganos de promoción e implementación. Hasta cierto punto, las OSC pueden ser productoras de capacidades que contribuyen a este tipo de sistemas.
- ▶ **Organizaciones del sector privado** – son también usuarias y productoras de capacidades. Las organizaciones del sector privado pueden ser aquellas que manejan las concesiones forestales o las empresas de consultoría que ofrecen servicios al sector forestal y/o de la observación de la Tierra.

La conducción de un examen del sistema real como parte de los talleres dirigidos a los grupos de interés puede contribuir a identificar las capacidades actuales; y la realización de un análisis de lagunas puede identificar prioridades y determinar dónde se deberían concentrar los esfuerzos (**Sección 1.4**). Completar este proceso de revisión facilita el monitoreo y la evaluación, estructurados y comparables, del avance hacia la implementación de un SNMF operacional, maduro y eficaz.

1.2.3 Uso eficaz de los recursos

El establecimiento y el mantenimiento de un SNMF requieren un enorme compromiso directo y continuo, además de recursos. Un SNMF, si está bien diseñado, puede apoyar una serie de oportunidades de presentación de informes a nivel nacional e internacional. Los países y los organismos internacionales deberían considerar el uso más eficaz de los recursos humanos y financieros para producir las múltiples funciones de MNV requeridas. Entre otras, hay que tomar en cuenta las siguientes consideraciones:

- ▶ los reservorios y actividades que, probablemente, sean importantes para determinar el nivel y las tendencias en las emisiones y absorciones;
- ▶ la disponibilidad y el costo de los datos de teledetección;
- ▶ la necesidad de procesamiento previo y sus costos conexos;
- ▶ la evaluación de las fuentes reales de datos y los costos asociados con la adquisición y el procesamiento de datos de nuevas fuentes;
- ▶ la existencia de series de datos basados en observaciones terrestres y la necesidad de estudios nuevos o complementarios;
- ▶ la disponibilidad y sostenibilidad de las herramientas actuales para integrar los datos y producir los informes requeridos;
- ▶ los recursos nacionales de apoyo, la capacidad humana y financiera para implementar, mejorar y hacer funcionar el sistema a largo plazo;
- ▶ el nivel de apoyo y los pagos por incentivos, y sus costos a largo plazo;
- ▶ los beneficios conjuntos de tomar medidas y el costo de oportunidad de las actividades previstas;
- ▶ las oportunidades para integrar sistemas más amplios de monitoreo del uso de la tierra para fines del IGEL, otros procesos de presentación de informes (p.ej., la evaluación de los recursos forestales mundiales [o mejorar la gestión de los recursos que facilitan el flujo de información, la coordinación entre diferentes instituciones y la coherencia a lo largo de las actividades de presentación de informes.

La efectividad de la financiación requiere la consideración de los costos de monitoreo a largo plazo. El diseño de un marco normativo para REDD+ puede tener enormes impactos en los costos de funcionamiento y de las mejoras a largo plazo. Las políticas de REDD+, y sus funciones de MNV, evolucionan conjuntamente y, de tal forma, es necesario diseñar procesos de MNV que aborden los requisitos normativos actualmente conocidos y futuros y estén también subordinados a las capacidades técnicas y a los gastos del desarrollo inicial y de funcionamiento (Böttcher *et al.*, 2009; Maniatis *et al.*, 2019).

Se deberían considerar también los costos de mejoras y de funcionamiento a largo plazo, así como los costos de implementación a corto plazo. Se debería dar prioridad a las conexiones con otras actividades nacionales permanentes de monitoreo (p.ej., los INF). También debería considerarse cómo aprovechar las plataformas de recolección de datos existentes y establecer sistemas para apoyar otras oportunidades y requisitos de presentación de informes a nivel nacional e internacional. Por tal razón, las siguientes consideraciones deberían ser parte del proceso de diseño y deberían contribuir a reducir

el riesgo de programas de MNV insostenibles desde el punto de vista financiero:

- ▶ Las funciones de MNV se deberían considerar como un programa a largo plazo y no como un proyecto; y deberían estar incorporadas en las operaciones regulares de las instituciones.
- ▶ El diseño de la MNV se debería basar en las necesidades normativas y de presentación de informes, en las circunstancias y definiciones específicas del país, en los mecanismos de financiación, en la tecnología disponible y en las perspectivas de pagos en base a resultados. Para ello se requiere estrecha colaboración entre las instancias normativas y los funcionarios técnicos.
- ▶ Se debería considerar la evolución de los presupuestos anuales a través de todas las fases del programa, desde el inicio, como parte de la etapa de diseño e implementación, para garantizar la adecuada financiación del programa.
- ▶ Hay que tomar en consideración también las fuentes de recursos, ya que es más probable que los donantes suministren fondos para el diseño y para apoyar las fases de implementación, pero los fondos del programa de mejora con toda probabilidad estarán a cargo de los países a largo plazo.
- ▶ No se debería subestimar el reto de garantizar financiación a largo plazo para la fase operacional del programa de MNV, debido a la creciente presión por demostrar su eficacia en relación a los costos.
- ▶ Se debería considerar la integración de los datos en plataformas de datos para múltiples propósitos, a través de una plataforma política de datos, como forma para buscar la rentabilidad y la sostenibilidad a largo plazo.

La relación costo-eficacia de un programa de MNV depende del equilibrio entre la MNV y otros costos y de los beneficios de participar en procesos de la CMNUCC como REDD+, así como de las posibilidades para utilizar el SNMF como parte de una plataforma más amplia de monitoreo del uso de la tierra. El resultado de estas consideraciones es muy diferente en cada país. La eficacia en relación a los costos significa el ahorro de recursos en relación con métodos alternativos y no generar costos adicionales desproporcionados en virtud de los beneficios previstos.

Si los diferentes sectores comparten los costos del seguimiento de la MNV, un sistema integrado de monitoreo podría generar múltiples beneficios para la gestión del uso de la tierra que van más allá de los bosques (Böttcher *et al.*, 2009). Si se incluyen los costos de monitoreo asociados con los beneficios conjuntos en otros sectores (p.ej., optimización de la gestión de la tierra, mejor manejo de incendios, monitoreo agrícola y monitoreo de otros valores ambientales como la biodiversidad), es probable que los costos generales de monitoreo sean menores que el monitoreo separado de cada uno de estos aspectos.

La GFOI ha mejorado la cooperación internacional en materia de recolección, interpretación e intercambio de información sobre la observación de la Tierra y la concibe como una vía importante para aumentar la eficacia en relación a los costos a fin de ayudar a las instancias decisorias en sus actividades de diseño de programas de MNV.

1.2.4 Comunicación y difusión

La comunicación y la difusión son componentes fundamentales que garantizan la sostenibilidad del SNMF, ya que facilitan el acceso a la riqueza de información generada para los principales grupos de interés, incluidas las instancias decisorias, y fomentan la toma de conciencia sobre los esfuerzos realizados y las necesidades existentes. A menudo, los gobiernos realizan enormes esfuerzos para recopilar datos y estimar el estado de los recursos naturales, con impactos bastante limitados debido a la falta de comunicación interna y externa. Asimismo, los gobiernos donantes, que podrían apoyar

ulteriormente el sistema de monitoreo de los bosques, reciben muy poca información sobre los avances reales alcanzados por los países, lo que da la impresión de una falta de avance, y no reciben información sobre las lagunas existentes.

La comunicación y la difusión deberían estar dirigidas a los grupos de interés internos (p.ej., agencias gubernamentales) y externos (p.ej., universidades, sociedad civil, gobiernos donantes); y deberían estar definidas de forma escrita, en un plan de comunicación y difusión manejado y dirigido por una persona asignada a esta función. El plan de comunicación y difusión es un documento sencillo que, en general, especifica sus objetivos (p.ej., las principales preguntas que se deben responder), los grupos meta, las herramientas de difusión y sus conexiones con cada uno de los grupos meta (p.ej., medios de comunicación social, sitios web, publicaciones científicas, boletines informativos), el monitoreo y evaluación para rastrear el avance, la planificación (p.ej., actividades y calendario) y las funciones y responsabilidades para cada una de las actividades. En la era de las tecnologías de la información, la comunicación y la difusión son mucho más eficientes y rentables, de tal forma que se debería confiar en estos medios. Se pueden contactar muchísimas personas a través de un sitio web o una bitácora; y un medio de comunicación social puede utilizarse para alcanzar efectivamente a muchas personas. Un ejemplo de difusión a través del uso de sitios web es el de Mozambique (**Recuadro 7**). Las Directrices voluntarias sobre monitoreo forestal nacional (FAO, 2017) ilustran acciones adicionales para una comunicación y difusión eficaces.

La comunicación y la difusión no deberían cubrir solamente los resultados y los métodos, sino también información sobre las necesidades de capacidad y las lagunas existentes. Los grupos de interés internos y externos deberían también comprender las necesidades de los SNMF de tal forma que se les proporcione el apoyo adecuado. Tiene que ir de la mano con la evidencia de los resultados del SNMF, de tal forma que las instancias decisorias del gobierno y los países donantes estén más propensos a suministrar apoyo ulterior.

La comunicación y la difusión deberían tomar como referencia el principio de transparencia, que es fundamental para garantizar la credibilidad de los resultados notificados producidos por un SNMF. La transparencia es buena práctica en la elaboración de inventarios; muchos procesos de la CMNUCC tienen por objeto aumentar la transparencia de la presentación de informes y de las acciones y efectos de la implementación de las estrategias de comunicación y difusión.

Recuadro 7: Mozambique – Ejemplo de comunicación, difusión e intercambio de datos

Un ejemplo de buena difusión e intercambio de datos es el de la República de Mozambique. Un sitio web específico sobre MNV⁽¹³⁾ proporciona acceso a datos y resultados relevantes, además de información actualizada sobre las actividades que se llevan a cabo. Sitios web como este pueden crearse con cualquier creador de páginas web gratuito que se encuentre en Internet; este sitio web específico fue creado por la unidad de MNV. Además, un geoportal y un panel web⁽¹⁴⁾ permiten el acceso fácil y la descarga gratuita de toda la información y los datos geográficos, incluidas las estimaciones de las parcelas del INF, los datos históricos de la deforestación, el mapa de uso y cobertura de la tierra de 2016 y los mapas anuales de deforestación por provincia. En este caso, los usuarios pueden acceder a todos los datos excepto a los datos del árbol del INF, a los que se debe acceder a través de un formulario específico en el sitio web. Se trata de potentes herramientas de comunicación y difusión visual que se pueden compartir fácilmente con los grupos de interés internos y externos. Mozambique es un ejemplo de política de datos totalmente transparente, que se definió después de conversaciones con el ministerio encargado

(13) www.fnds.gov.mz/mrv/.

(14) <https://www.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=1e201cf974584b38ac5dd92b005c99ae>

de las políticas públicas de datos. Se anima a los países a discutir con sus ministerios relevantes antes de definir sus políticas de datos.

1.3 Elementos operacionales

Los elementos operacionales son aquellas acciones destinadas a definir y optimizar un marco para la **gestión de la información**, los **procesos del sistema**, la **infraestructura**, la **documentación** y apoyar las cualidades del sistema de **garantía de calidad y control de calidad** y de **mejora continua**.

1.3.1 Procesos

Un SNMF comprende componentes y procesos (**Figura 1**), que se deberían establecer teniendo en mente los **objetivos del monitoreo**. Los procesos representan todo lo que es necesario hacer para poner en funcionamiento el sistema. Se basan en insumos, como datos o recursos humanos para generar resultados, es decir, datos o informes. Se deberían establecer procesos que tomen en cuenta los **mandatos**, funciones y responsabilidades, además de las **decisiones de diseño técnico** establecidas para cumplir con los objetivos de monitoreo planteados. Los procesos comunes relacionados con el SNMF se pueden clasificar como procesos de establecimiento y procesos operacionales.

Los procesos de establecimiento aseguran que los siguientes elementos básicos y estratégicos se tomen en consideración y se documenten:

- ▶ **Diseño** – el diseño tiene que ver con los objetivos del sistema de monitoreo, lo que se debe monitorear, la utilización de los datos, los indicadores que se deben preparar y la participación de los grupos de interés. Se han determinado detalles geográficos y temporales, por ejemplo, la frecuencia, la oportunidad, la ubicación del monitoreo.
- ▶ **Implementación** – las partes responsables de cada uno de los aspectos del sistema han sido identificadas y han recibido la capacitación necesaria. Los métodos y las estrategias de muestreo han sido probados y se han documentado. Están funcionando planes de contingencia para responder a los problemas. Los procesos importantes relacionados con la implementación son aquellos que se han repetido.

Los procesos operacionales, en general, se repiten para todo el período de monitoreo y se han definido en la fase de diseño y se pueden clasificar como una gama de actividades, entre otras:

- ▶ **Recolección de datos** – se han establecido y aplicado los procedimientos y prácticas para obtener los datos. Se han documentado y archivado las muestras y los registros de datos.
- ▶ **Control de calidad** – se aplican de manera sistemática los métodos, de conformidad con las directrices y normas. Se aplican otros controles de calidad para mantener la integridad de las series de datos.
- ▶ **Procesamiento y análisis de los datos** – los datos se han convertido a formatos listos para la presentación de informes. Se han calculado y utilizado indicadores para comparar los resultados con los de otros momentos y lugares, utilizando métodos acertados desde el punto de vista estadístico.
- ▶ **Notificación y comunicación internas** – los resultados se han comunicado en las organizaciones responsables del monitoreo. Hay disponibilidad interna de datos, con una descripción de sus propiedades y limitaciones.
- ▶ **Notificación y comunicación externas** – los resultados se han comunicado a las audiencias externas (el público, el parlamento u organismos internacionales tales como las secretarías responsables de los acuerdos internacionales). Usuarios especializados tienen acceso a resultados detallados del monitoreo.

- ▶ **Revisión del sistema** – se han realizado evaluaciones del sistema de monitoreo para valorar si este está logrando sus objetivos y para identificar oportunidades de mejora.

La documentación del proceso se utiliza como guía del SNMF para los compiladores, las instancias decisorias y los grupos de interés internos y externos. Dicha documentación debería contener una descripción detallada sobre cómo se realiza cada proceso dentro del SNMF y cómo se calculan todos los tipos de documentos que apoyan el proceso, entre otros:

- ▶ políticas
- ▶ listados de verificación
- ▶ tutorías
- ▶ formularios
- ▶ capturas de pantalla
- ▶ enlaces a otras aplicaciones
- ▶ mapas del proceso

La **documentación** de cada uno de los procesos del SNMF contribuye a:

- ▶ **Mejorar los procesos** – documentando el proceso exacto que puede contribuir a identificar obstáculos y deficiencias.
- ▶ **Capacitar a los empleados** – los documentos del proceso pueden ayudar a los nuevos empleados a comprender sus funciones y a familiarizarse con los procesos en los cuales participarán. Los empleados con experiencia pueden también hacer referencia a estos documentos como necesarios para garantizar que están ejecutando el proceso de manera correcta.
- ▶ **Preservar el conocimiento** – mantener un registro de los procesos conocidos solo para pocas personas especializadas en su conducción ayudará a los recién llegados a resumir el trabajo con facilidad.
- ▶ **Mitigar los riesgos** – y mantener la consistencia operacional.
- ▶ **Facilitar** – para subcontratar el trabajo o automatizar los procesos.

A través de un enfoque gradual para documentar un proceso se ayuda a ejecutarlo de forma más eficiente.

Paso 1: Identificar y nombrar el proceso – determinar su objetivo (por qué y cómo el proceso beneficiará a la organización) y proveer una breve descripción.

Paso 2: Definir el alcance del proceso – ofrecer una breve descripción de lo que se incluye en el proceso y de lo que está más allá del proceso mismo, es decir lo que no está incluido.

Paso 3: Explicar los límites del proceso – ¿dónde empieza y termina el proceso? ¿Qué lo hace iniciar? Y, ¿cómo se sabe cuándo está hecho? Establecer límites bien definidos.

Paso 4: Identificar los resultados del proceso – establecer lo que será producido por el proceso o los resultados que logrará el proceso una vez que se haya completado.

Paso 5: Identificar los insumos del proceso – enumerar los recursos necesarios para llevar a cabo cada uno de los pasos del proceso.

Paso 6: Aportar ideas para los pasos del proceso – recolectar toda la información sobre los pasos del proceso desde el inicio hasta el fin. Se puede empezar con los factores que impulsan el proceso o empezar a finales del proceso y rastrear los pasos hasta el punto de partida. La sesión de aportación de

ideas debería involucrar a todos aquellos que son directamente responsables de las tareas del proceso o a aquellos que tienen conocimientos extensivos del proceso, ya que pueden aportar datos precisos.

Paso 7: Organizar los pasos consecutivamente – tomar la lista de los pasos que se ha compilado y ordenarla consecutivamente para crear el flujo del proceso. Manténgase el número de pasos en un mínimo y si uno de estos pasos incluye más de una tarea, enumerarlas bajo el paso principal.

Paso 8: Describir quienes están involucrados – decidir cada individuo que será responsable de las tareas del proceso. Definir sus funciones. Mencionar el título del trabajo en vez de los nombres de las personas. También hay que tomar en cuenta a aquellos a los que estará haciendo referencia el documento. Hay que redactar de tal forma que cualquier empleado con conocimiento razonable pueda leer y comprender.

Paso 9: Visualizar el proceso – esto tiene el fin de mejorar la claridad y legibilidad de su documentación. Con auxilio de un organigrama visualice netamente los pasos del proceso anteriormente identificados.

Paso 10: Anote cualquier excepción al flujo normal del proceso – un proceso podría no seguir siempre el mismo flujo debido a diferentes razones. Mencione estas excepciones y las medidas que se tomarán para afrontarlas.

Paso 11: Agregar puntos de control y mediciones – identificar dónde podrían manifestarse los riesgos en el proceso y agregar puntos de control para ayudar al responsable del proceso a monitorearlo. Establecer mediciones para determinar la efectividad del proceso y para ayudar a mejorarlo.

Paso 12: Revisar y probar el proceso – reunir a todos los participantes y revisar el organigrama del proceso que ha preparado. ¿Faltan algunos pasos? ¿Está todo en orden? Una vez terminado, pruebe el proceso y controle si se ha olvidado algo.

Al documentar el proceso, tome en cuenta lo siguiente:

- ▶ Mantenga el documento sencillo y conciso. Cuando deba ser técnicamente preciso, debería ser fácil de seguir.
- ▶ Disponga de un plan adecuado para actualizar los documentos cuando/si el proceso cambia. Asegúrese de revisarlos al menos una vez al año. O designe un responsable del proceso que pueda realizar revisiones periódicas y notificar a los demás sobre los cambios.
- ▶ Mantenga una documentación separada para cada uno de los diferentes procesos, con el fin de evitar confusiones.
- ▶ Al documentar los procesos por primera vez, evítese cubrir toda la organización de una vez. Empiece con los procesos específicos de un departamento, o un proceso principal que sea común para toda la organización.
- ▶ Almacene los documentos en un lugar de fácil acceso para cualquiera que desee consultarlos. Considere el almacenamiento en línea de los documentos en una locación central con auxilio de una herramienta de documentación del proceso.
- ▶ Asegúrese que sea fácil revisar los documentos, en su caso, y que las nuevas versiones se puedan distribuir con facilidad a todos los participantes.
- ▶ Utilice ejemplos apropiados, gráficos, codificaciones de colores, capturas de pantallas, múltiples plataformas, etc., según proceda.
- ▶ Asegúrese que la documentación del proceso cumple con las normas actuales de su organización, en su caso.

- ▶ Elabore una guía de la documentación del proceso a la cual cualquiera pueda hacer referencia como plantilla estándar para la documentación del proceso.
- ▶ Utilice el material documental existente, registros, entrevistas, estudios de caso, bitácoras de campo de personal de proyectos y el conocimiento de los empleados para recoger información para documentar el proceso.

1.3.2 Gestión de la información

La gestión de la información facilita las series (o subseries) de datos del SNMF y necesita los siguientes procesos de gestión para facilitar la consistencia y transparencia de la presentación de informes:

- ▶ Almacenamiento de datos
- ▶ Privacidad de los datos, descargo de responsabilidad y derechos de propiedad intelectual
- ▶ Documentación de los datos y metadatos
- ▶ Formatos de ficheros y tipos de datos
- ▶ Control de la versión de los datos
- ▶ Seguridad y codificación de los datos
- ▶ Almacenamiento y copias de respaldo de los datos

Un sistema operacional de información para la gestión se basa en arreglos institucionales eficaces y en los acuerdos y procesos conexos, en particular: i) políticas para el intercambio de datos; ii) estructuras de la base de datos (programas) y bases de datos físicas (equipos); iii) expertos en bases de datos con acceso a datos y metadatos; iv) institución o instituciones donde están ubicados los expertos en bases de datos.

La información de los SNMF, incluidos los datos brutos y procesados, puede ser de interés para muchas partes y debería ser accesible para diferentes usuarios, ya sea en forma de datos originales o de series de datos agregados. Esto no significa necesariamente que se garantiza el acceso abierto al público para todos los datos disponibles, sino más bien que se ha formulado una clara política de intercambio de datos, a la cual pueden hacer referencia las partes interesadas nacionales e internacionales. Esta política puede contener restricciones en virtud de los intereses y la legislación nacional, por ejemplo, restricción a la localización de las parcelas para evitar el acceso.

La atención temprana a la gestión de la información es un paso fundamental para garantizar que las estimaciones se puedan reproducir y salvaguardar contra la pérdida de datos y de información, y que los datos se puedan manejar y mantener a largo plazo. Las series de datos, y sus metadatos, requieren su almacenamiento en maneras que promuevan: i) el acceso, en la medida en que los datos cambian; ii) el reprocesamiento al descubrir errores y mejorarse la calibración; iii) el recálculo, al desarrollarse nuevos productos de datos, algoritmos y tecnologías; iv) fácil acceso.

La eficacia en la documentación y el almacenamiento sirve como memoria institucional y se deberían conservar:

- ▶ no solo los datos finales, sino también la fuente de datos que se ha utilizado para la estimación de los algoritmos, modelos, etc.;

- ▶ información con suficientes detalles para apoyar a nuevos equipos o miembros de equipos en sus funciones.

Siempre que sea posible, toda la información se debería almacenar en una ubicación céntrica e idealmente el SNMF tendrá una función de múltiples propósitos para reducir la duplicación de esfuerzos y hacer un uso eficiente de los recursos.

La responsabilidad del funcionamiento y mantenimiento del sistema de información debería estar **institucionalizada**. Los procesos operacionales deberían estar **documentados** perfilando, por ejemplo, lo que se puede cambiar o actualizar, quién puede hacerlo y cómo realizar estos cambios o actualizaciones, y quién tiene acceso a la documentación cambiada en el archivo, destacando cualquier procedimiento especial para archivar datos confidenciales, por ejemplo información sobre los propietarios de tierras o residentes.

El sistema no debe ser caro o complicado y debe ser digital o impreso; debe estar ubicado en una locación específica, central para el SNMF. Hay una serie de fuentes disponibles para ayudar a desarrollar los sistemas de información. Las **normas ISO para la gestión de la calidad y la gestión ambiental** estipulan un marco útil que se puede desarrollar en el tiempo.

Las recomendaciones para un sistema de información para la gestión eficaz incluyen lo siguiente:

1. Incorporar una gestión exhaustiva de la información en el diseño de un SNMF desde el principio. Se deben prever medidas para la gestión de la información a largo plazo, permitir la repetición de análisis y de series temporales que se deben construir a partir de inventarios de puntos temporales anteriores.
2. Establecer series de datos bien documentados con metadatos asociados (tales como coeficientes y referencias modelo, muestras de referencia y composición de parcelas), un protocolo completo y bien definido para archivar y preservar los datos, incluido su almacenamiento y la creación de copias de respaldo, y una visión a largo plazo para asegurar que las tecnologías de almacenamiento de datos se mantengan actualizadas y que se pueda recuperar los datos en caso de cambios del sistema operativo o de los mecanismos de almacenamiento.
3. Incluir un protocolo de seguridad con una descripción de las protecciones técnicas y relativas al procedimiento para la información, incluida la información confidencial y detalles sobre cómo se aplicarán los permisos, restricciones y prohibiciones.
4. Definir una política de datos que describa cuáles serán objeto de intercambio y cómo (p.ej., libre y disponible, a solicitud, restringido) incluidos los procedimientos de acceso, los períodos de retención (en su caso), los mecanismos técnicos para la difusión y los formatos para el intercambio. En casos de que algunas partes de la serie de datos no se puedan compartir, se deberían especificar las razones (p.ej., éticas, normas sobre datos personales, propiedad intelectual, comercial, normas privadas, normas de seguridad). Considerar restringir la difusión de las coordenadas actuales a los analistas interesados, o poniendo a disposición del público solamente datos agregados. Esta decisión sobre las series de datos que se pondrán a disposición y las que tendrán un acceso más restringido depende de la legislación, las estrategias y las políticas del país.
5. Definir cómo y dónde se almacenarán los datos, indicando en particular el tipo de repositorio (institucional, depósito estándar para la disciplina, etc.) y la institución o las instituciones

responsables de almacenar y archivar los datos.

6. Establecer, documentar y emplear normas sobre el contenido de los datos, las clasificaciones y las tecnologías usadas en la recolección y la generación de los datos.
7. Determinar/diseñar los programas de recolección de datos y los equipos compatibles necesarios, especialmente si se utilizan registradores portátiles para los datos.
8. Asegurar que el personal no solo sea capaz de completar las tareas relativas a la recolección de datos, su ingreso y análisis, sino que también sea capaz de actualizar o modificar las bases de datos, en su caso.
9. Documentar los métodos y modelos de estimación escogidos con las relativas fórmulas estadísticas del modelo y el código informático utilizado.

1.3.3 Infraestructura

Un SNMF operacional requiere gastos de capital y operativos para infraestructura y equipo físico, combinado con la construcción apropiada de infraestructura en la cual almacenar y manejar el equipo. Los tipos de gastos dependen también de la gobernanza y de los **arreglos institucionales**. Por ejemplo, es posible que la organización responsable de la preparación de estimaciones de emisiones no sea responsable de la recolección de datos del inventario forestal o de calcular los factores de emisiones o las variaciones en las existencias. Podría también estar separada de la agencia responsable de recolectar datos de teledetección. En estos casos, todavía se requiere infraestructura, pero su gestión cae bajo la responsabilidad de diferentes entidades. No existe un único modelo. A continuación, se enumeran algunos ejemplos de costos de infraestructura y de aspectos comunes al SNMF.

Infraestructura física

La infraestructura física es el aspecto más obvio de un SNMF y el que, en general, se pasa por alto. Puede tener implicaciones a largo plazo. La mudanza de oficinas, en el gobierno, es normalmente un proceso largo e interminable y el arrendamiento de oficinas comerciales en general es siempre a largo plazo (tres años o más). Los edificios de oficinas pueden ser más costosos que la renta. Como tal, se deben tomar en cuenta los siguientes aspectos, destacando que puede ser beneficioso el asesoramiento de expertos sobre el establecimiento y disposición de las oficinas antes de comprometerse en un acuerdo a largo plazo.

- ▶ **Aspectos de seguridad** – se necesita seguridad para proteger los recursos humanos, los datos y los activos. A menudo se pasa por alto la seguridad de los datos, ya que la mayoría de los datos manejados por el SNMF pueden ser públicos. Sin embargo, hay varios aspectos en materia de acceso a algunos datos (p.ej., que son tenidos bajo licencias específicas o acuerdos de confidencialidad) que es necesario manejar de forma apropiada. Se necesita seguridad también para los activos físicos, dado que la edificación podría tener diferentes áreas con diferentes niveles de acceso.
- ▶ **Tamaño** – además de tener espacio para albergar todos los recursos humanos, la edificación debe tener suficiente espacio y salas dedicadas al equipo, etc.
- ▶ **Calefacción y enfriamiento** – tanto para los recursos humanos como para el equipo, en particular aire acondicionado para los servidores y demás equipo de computación.
- ▶ **Conexión eléctrica estable** – esto es muy importante ya que el SNMF tiene importante infraestructura de equipos informáticos. Hay que preferir edificaciones que tengan integrado un sistema continuo de suministro de energía.

- ▶ **Conexión a Internet** – si se utilizan servicios basados en la nube, se necesita una conexión a Internet que sea estable y veloz, idealmente conectada a la maquinaria principal a través de cables en vez de conexiones inalámbricas.

Programas y equipos de computación

El SNMF necesita hardware (programas) y software (equipos informáticos) para procesar, visualizar y/o almacenar los datos brutos y procesados. Tradicionalmente, los sistemas utilizados para almacenar y procesar datos de teledetección y datos del inventario forestal, y realizar análisis más sofisticados y sistemas requieren recursos informáticos dedicados tales como servidores y grandes sistemas de almacenamiento. Hoy día, la cantidad de equipo físico requerido depende del diseño del sistema y de cuántos países pueden, o desean, utilizar servicios basados en la nube (**Recuadro 8**). Además de la infraestructura física, muchas organizaciones están cambiando hacia sistemas virtuales, en particular hacia sistemas de almacenamiento, procesamiento y computación en la nube. La mezcla exacta de infraestructura física y virtual varía en dependencia de las circunstancias del país incluidos, pero sin limitarse a ellos, los requisitos del sistema impulsados por **decisiones de diseño técnico, capacidad interna**, política gubernamental, seguridad y recursos financieros. Los servicios basados en la nube pueden tener muchas ventajas, entre otras, costos de operación reducidos, mayor seguridad, mayor velocidad y confiabilidad y una exhaustiva copia de respaldo y de recuperación.

Sin embargo, actualmente no es posible sustituir completamente todos los requisitos de hardware del SNMF con sistemas basados en la nube, ya que estos funcionan con conexiones estables a Internet, de tal forma que se deben analizar cuidadosamente estos riesgos. Como mínimo se requerirá el equipo básico (ordenadores portátiles y terminales). Si un país desea realizar procesamientos más avanzados, podría necesitar tomar en cuenta servidores más potentes con una unidad central de procesamiento (UCP) importante para almacenar, procesar y compartir toda la información geoespacial. Se necesitan también sistemas para almacenar y actualizar datos no geoespaciales y la documentación del SNMF, comprendidos los manuales de instrucción, los POE y los tutoriales. Se podrían requerir servidores separados para albergar un portal y registros web. En todos los casos, los países deben considerar los sistemas de respaldo, conmutaciones y otras duplicaciones, los cuales podrían ser costosos y podrían requerir la construcción de infraestructuras.

Se requiere un paquete de programas para una gama de requisitos informáticos, entre otros, servidores operativos, clasificación, procesamiento y análisis de los datos. Con toda probabilidad, un SNMF utiliza docenas de diferentes paquetes informáticos, desde aplicaciones para la gestión del programa hasta paquetes estadísticos para los sistemas de información geográfica (SIG) y las herramientas de integración.

Hay tres categorías generales de programas informáticos: el software propietario⁽¹⁵⁾, de acceso abierto y de código abierto⁽¹⁶⁾. El software propietario es principalmente un programa comercial que se puede

(15) El software propietario, conocido también como programa de código cerrado, es un programa informático sobre el cual el publicador u otra persona detentan los derechos de propiedad intelectual, en general los derechos de autor del código cerrado y a veces los derechos de patente.

(16) Los productos de código abierto incluyen permisos para utilizar el código de fuente, documentos de diseño o el contenido del producto. Con mayor frecuencia nos referimos al **modelo de fuente abierta**, en el cual un **software de fuente abierta** u otros productos se lanzan al público bajo una **licencia de código abierto** como parte del **movimiento de software de código abierto**. Código abierto no necesariamente significa libre de costos, sino que se refiere a un modelo descentralizado que fomenta la colaboración abierta. En general, los usuarios pueden descargar el programa y utilizarlo gratuitamente y contribuir a su desarrollo a través de cambios para resolver sus necesidades específicas. Si un usuario necesita apoyo o una adaptación del programa de código abierto, muchos programadores ofrecen servicios de software y de apoyo. De esta forma, su programa sigue siendo abierto y gratuito, pero se paga una comisión por los servicios de apoyo (en su caso) para instalar, adaptar, utilizar y solucionar los problemas.

comprar, arrendar o adquirir por licencia de su vendedor o desarrollador. El software de acceso abierto está disponible gratuitamente (a veces bajo determinadas condiciones o licencias), sin embargo el código fuente no está disponible. El software de código abierto es cuando el código está disponible gratuitamente bajo determinadas condiciones de licencia y donde, en algunos casos, el código está compilado libre para su uso (como el de acceso abierto).

Poquísimos paquetes informáticos son verdaderamente gratuitos⁽¹⁷⁾. El software propietario en general conlleva un conjunto de costos que incluyen el uso del programa, apoyo, capacitación y actualizaciones. Los paquetes de programas de acceso abierto a menudo tienen menos apoyo directo y podrían requerir la contratación de consultores u otros expertos para hacerlos funcionar. Los paquetes de programas de código abierto son similares a los de acceso abierto, pero podrían requerir la contratación de desarrolladores para compilar e instalar el programa. Todos estos programas tienen condiciones de licencias para su uso y/o modificación. Estas condiciones se deben comprender con claridad ya que pueden tener implicaciones significativas para aquellos países que producen nueva propiedad intelectual además de los sistemas existentes.

En estas categorías generales de programas informáticos existen también dos principales estructuras de precios: la compra o la suscripción. La adquisición de un software puede ser costosa al inicio, pero puede suministrar su uso continuo sin costo adicional. Sin embargo, el usuario deberá pagar por nuevas versiones al irse publicando las actualizaciones. El desarrollo de los servicios de la nube ha producido un rápido cambio en los tipos de servicios por suscripción. Estos servicios ponen a disposición capacidad de almacenamiento y de procesamiento y, por lo tanto, pueden reducir los costos de los programas. Cada día, más programas entran en el sistema de servicios por suscripción. Los costos de suscripción a menudo requieren un desembolso inicial más bajo si se les compara con los costos de compra de un programa, pero frente a un gran número de usuarios o de almacenamiento el costo total a largo plazo podría ser mucho más alto que el de comprar el programa de una vez.

Al escoger los paquetes informáticos, el costo debería ser solo una de las consideraciones. Incluso si no hay gastos de inversión para paquetes informáticos (p.ej., se prefieren aquellos de acceso/código abierto), el presupuesto operativo debería contemplar gastos de programas como servicios y cualquier capacitación o creación de capacidades asociada con su uso. Como tal, se deberían tomar en cuenta

(17) **Open Foris** es una iniciativa liderada por la FAO que tiene el objetivo de desarrollar, compartir y apoyar las herramientas informáticas gratis y de código abierto para implementar inventarios forestales de múltiples propósitos y para el monitoreo de los bosques. Sus principales componentes son Collect, Collect Mobile, Collect Earth, Calc y SEPAL. Las herramientas informáticas de *Open Foris* se están desarrollando para apoyar todo el ciclo de vida del inventario: evaluación de las necesidades, diseño, planificación, recolección y gestión de datos sobre el terreno, análisis de estimaciones y difusión. *Open Foris* se puede utilizar también para recolectar y manejar cualquier otra clase de datos, por ejemplo, datos socioeconómicos o de biodiversidad.

las siguientes consideraciones al escoger un paquete informático:

- ▶ Idoneidad para las tareas
- ▶ Total de costos operacionales incluidos el equipo de computación y otros requisitos
- ▶ Facilidad de uso y de acceso (p.ej., a través de la web o solo de sistemas internos)
- ▶ Acceso a expertos, capacitación y apoyo (una sólida comunidad de usuarios puede ayudar)
- ▶ Habilidad para moverse hacia otras plataformas en el futuro (formatos de datos, etc.)
- ▶ Confiabilidad (p.ej., tiempo útil, estabilidad)
- ▶ Necesidad y costo de modificaciones
- ▶ Automatización y vínculos a otros sistemas
- ▶ Restricciones de licencias

Equipo para el trabajo de campo

La recolección de datos terrestres (p.ej., aquellos asociados con los **inventarios nacionales forestales**, los **sitios de monitoreo intensivo**, y **otras fuentes de datos terrestres**) requiere una gama de equipos, desde equipos de medición pequeños y sencillos como compases y cintas métricas hasta tecnologías más sofisticadas como el sistema mundial de determinación de la posición y los dispositivos electrónicos de recolección de datos⁽¹⁸⁾, para los activos de gran volumen como los medios apropiados (vehículos 4x4 y embarcaciones) que facilitan el acceso al sitio. Hay varios manuales que detallan las listas del equipo de campo (FAO, 2008; Walker *et al.*, 2012; and Huy *et al.*, 2013), que pueden ser utilizados por los encargados de realizar mediciones sobre el terreno para la planificación de infraestructuras. De igual forma que con el equipo informático y los programas, se requieren instalaciones de almacenamiento apropiadas y hay que prever gastos de capital inicial y gastos operacionales continuos para mantener estos equipos.

Laboratorios y equipo de análisis

Algunas muestras recolectadas sobre el terreno podrían requerir procesamiento analítico en laboratorios científicos para generar los datos de entrada requeridos para el SNMF. El establecimiento de estos laboratorios puede ser costoso y estos, en general, se pueden también utilizar cuando haya expirado el mandato operacional de las instituciones gubernamentales. En esos casos, la **consolidación de las relaciones con la investigación y el desarrollo** o la creación de **alianzas externas** podría ser el método más rentable y apropiado para procesar las muestras sobre el terreno.

El presente debate sobre los programas informáticos y el equipo de computación es relevante para el establecimiento de laboratorios para procesar los datos de teledetección. Cabe observar, además, que la gran variedad de **fuentes de datos basados en la teledetección** garantiza el acceso de los países a una riqueza de información que no tiene precedentes. Todo ello va acompañado con los desafíos en materia de potencia informática y limitaciones de almacenamiento que se pueden resolver con los nuevos avances en la infraestructura de datos geoespaciales (**Recuadro 8**) que puede apoyar el

(18) La reducción en el costo de los ordenadores de mano (p.ej., los teléfonos móviles) ha facilitado el acceso de los países a los colectores de datos sobre el terreno. La experiencia ha demostrado que el uso de colectores de datos sobre el terreno con programas de recolección de datos, que incluyen normas de validación y **procedimientos de GC/CC**, mejora la calidad de los datos recogidos al corregir los diferentes errores obvios y permitir una mayor automatización en el control de calidad. Además, los datos se vuelven disponibles con mayor rapidez y están listos para las copias de respaldo.

funcionamiento de los laboratorios locales.

Consideraciones financieras

Al abordar el tema de la infraestructura, se deben abordar también numerosas cuestiones financieras como la separación de capital y los gastos operacionales, la separación de fuentes de financiación (p.ej., donantes vs. gobierno), la depreciación, las ventas del equipo usado y las reglas generales de la adquisición. Utilizar los servicios de un contador experto y de un administrador del presupuesto, desde las primeras etapas del proceso de diseño del sistema, puede aumentar en gran medida la oportunidad de crear programas operacionales a largo plazo, al disponer de un claro perfil de costos a largo plazo.

Las consideraciones sobre los gastos de capital y operacionales de un SNMF durante la fase de **decisión del diseño técnico** pueden influir en la sostenibilidad financiera del sistema. Los costos de capital en general se refieren a grandes desembolsos no repetibles, cuya magnitud depende del enfoque metodológico adoptado y de la cantidad de infraestructura y de datos que ya se tiene a disposición. Los costos operacionales son permanentes o recurrentes para generar repetidas estimaciones de emisiones y absorciones de REDD+. Una visión a largo plazo de los costos ayuda a evitar decisiones de diseño que podrían parecer más rentables, o apoyadas con recursos de socios externos, a corto plazo, pero que son más costosas e insostenibles a largo plazo.

Se recomienda una **evaluación regular de la infraestructura requerida para el SNMF** y de los presupuestos de capital y de operaciones conexos.

Recuadro 8: Infraestructura en la nube para procesar grandes series de datos

La computación en la nube es la disponibilidad, a pedido, de recursos del sistema informático, especialmente el almacenamiento de datos y la potencia informática, sin necesidad de una gestión activa directa por parte del usuario. El término se usa generalmente para describir los centros de datos disponibles en Internet para muchos usuarios. En el contexto de un SNMF, dos opciones factibles para los países son evaluar los servicios de computación en la nube y la infraestructura de datos geoespaciales en la nube.

- ▶ **Computación en la nube** – la computación en la nube implica el suministro de diferentes tipos de servicios a través de Internet, desde programas y análisis hasta almacenamiento seguro de datos y recursos de red. Esto permite a los países tener acceso a servicios de gran rendimiento que de otro modo no estarían disponibles y aprovechar las economías de escala, reconociendo que la adopción de una conexión a Internet limitada o poco confiable puede ser un enorme obstáculo. La consideración del uso de la computación en la nube para ciertos procesos es coherente con las políticas de datos nacionales y los requisitos de seguridad. Hoy día, muchos países confían en la computación en la nube para echar a andar parte de sus procesos.
- ▶ **Infraestructura de datos geoespaciales en la nube** – la asequibilidad de los servicios de computación en la nube y el libre acceso a las imágenes satelitales están permitiendo la creación de una nueva infraestructura de datos geoespaciales. Una variedad de iniciativas diferentes ha creado la infraestructura necesaria para permitir el procesamiento de imágenes satelitales en la nube con una amplia variedad de costos. Los países están trasladando cada vez más algunos pasos de sus cadenas de procesamiento a estas plataformas, en muchos casos combinando procesos en la nube con procesos locales. Por ejemplo, los países utilizan estas plataformas para crear compuestos fuera de la nube que

luego procesan localmente, reduciendo así la cantidad de imágenes para descargar.

Entre otros ejemplos de herramientas, se incluyen:

SEPAL

El Sistema de acceso de datos de observación de la tierra, procesamiento y análisis para la vigilancia de la superficie terrestre (SEPAL) es una colaboración entre la FAO y Noruega. SEPAL es una plataforma informática basada en la nube para el procesamiento y almacenamiento de macrodatos geoespaciales. Ofrece acceso directo a fuentes de datos satelitales a través de una interfaz gráfica de usuario, que incluye datos de altísima resolución (datos del Planeta), un conjunto de todas las herramientas y módulos de programas de código abierto, y la capacidad de ejecutar secuencias de comandos Python personalizadas y cadenas de procesamiento de datos en una máquina virtual alojada por *Amazon Web Services*. SEPAL es gratuito pero proporciona un número limitado de monedas virtuales que se pueden usar para el procesamiento.

Google Earth Engine

Se trata de una plataforma basada en la nube para el análisis de datos ambientales a escala planetaria. Combina un archivo a escala de petabytes de imágenes de teledetección y otros datos disponibles públicamente con la infraestructura computacional de Google optimizada para el procesamiento paralelo de datos geoespaciales. Incluye API para JavaScript y Python, y un ADI basado en la web para la creación rápida de prototipos y la visualización de análisis espaciales complejos y las series de datos Landsat y Sentinel. Sin embargo, solo está disponible de forma gratuita para investigación, educación y uso sin fines de lucro, y el acceso y procesamiento de datos no es de código abierto. Los países deben considerar sus políticas de datos al ejecutar ciertos procesos en esta plataforma.

TEP Forestal

La Plataforma de explotación temática forestal (F-TEP) es una plataforma de análisis y procesamiento de datos de observación de la tierra que está desarrollando la ESA. El objetivo es crear una ventanilla única de servicios de teledetección forestal para los sectores académico y comercial. El servicio ofrecerá grandes archivos de datos satelitales previamente procesados, además de capacidad de cómputo y herramientas de procesamiento de datos fáciles de usar y programas para el SIG. El objetivo es fomentar el uso de datos de los satélites Sentinel para apoyar el monitoreo del ecosistema forestal y de la gestión forestal sostenible. El proyecto se encuentra en una fase piloto, se concentra en la gestión forestal en Finlandia y México, y no está abierto al uso general. Actualmente incorpora algunas herramientas relevantes para los países en desarrollo, como las herramientas de monitoreo por satélite para la gestión forestal <https://www.smfm-project.com/> para el seguimiento de bosques secos.

Plataforma Copernicus de la Comisión Europea de servicios de acceso a los datos y la información

La Plataforma Copernicus de servicios de acceso a los datos y la información (DIAS, por sus siglas en inglés), de la Comisión Europea, se compone de cinco plataformas basadas en la nube que brindan acceso centralizado a los datos y la información de Copernicus, así como a las herramientas de procesamiento. Estas plataformas en línea permiten a los usuarios descubrir, manejar, procesar y descargar datos e información de Copernicus y brindan acceso a los datos del Sentinel de Copernicus, así como a los productos de información de los seis servicios operativos de Copernicus, junto con herramientas basadas en la nube (código abierto y/o pago

por uso).

Amazon Web Services

Esta plataforma tiene una sección dedicada para conjuntos de datos de observación de la Tierra y está disponible mediante suscripción. Aparte de la naturaleza comercial de la plataforma, los países deben estar conscientes de que no todo el archivo histórico de Landsat está disponible en esta plataforma y que las herramientas no están implementadas, por lo que los países deben tener capacidades de programación para implementar sus procesos en la nube.

Sentinel Hub

Sentinel Hub es un motor para el procesamiento de petabytes de datos satelitales, incluidas imágenes de observación de la Tierra de Sentinel, Landsat y otras. Se basa en parte en los servicios web de Amazon y hace que las imágenes sean accesibles para su navegación, visualización y análisis. El sistema se puede escalar globalmente con una interfaz intuitiva y fácil de usar. Tiene varias opciones gratuitas y su funcionalidad completa se puede explotar mediante el pago de una suscripción. El programa está parcialmente financiado por la Unión Europea y otros asociados.

1.3.4 Documentación

La documentación de las decisiones de diseño, hipótesis, datos, métodos y elementos operacionales ayuda a la comunicación interna y externa del sistema y preserva la memoria institucional.

Para que el funcionamiento y la comunicación del SNMF sean eficaces y duraderos, es fundamental que se documenten en detalles todos los aspectos del sistema y que sean accesibles para todos los grupos de interés relevantes (**Sección 1.3.2**).

Los tipos de documentación del sistema incluyen:

- ▶ **Requisitos** – documentación de los requisitos del sistema, incluidos atributos, capacidades, características o calidades. Estas son las bases para lo que será o para lo que se ha implementado.
- ▶ **Arquitectura/Diseño** – panorama general del sistema que incluye relaciones con otros sistemas siempre que sean pertinentes para los principios que se utilizarán para el diseño de sus componentes. Los documentos del diseño describen los arreglos institucionales, funciones y responsabilidades, todos los procesos técnicos y administrativos, documentación del sistema e informes internos y externos generados por el sistema mismo.
- ▶ **Aspectos técnicos** – documentación de los métodos, enfoques y niveles adoptados, además de la explicación de todas las fuentes nacionales de datos, su aplicación, hipótesis, limitaciones, etc. También proporciona las decisiones generales de diseño, por ejemplo, una definición de bosque, estratificación, uso de la tierra/sistemas de clasificación de cobertura de la tierra, reservorio de carbono, gases, etc.⁽¹⁹⁾
- ▶ **Aspectos operacionales** – los manuales y POE están dirigidos principalmente a los usuarios técnicos del sistema, a los administradores y al personal de apoyo. Estos documentos contienen instrucciones claras y sencillas para que todos los procesos operacionales de rutina sean conducidos de manera coherente y de conformidad con las normas de calidad establecidas. En general, los POE deberían establecer los objetivos/propósitos, los recursos necesarios, las funciones y responsabilidades, los procedimientos/instrucciones para la operación, los procedimientos de GC/CC y los procedimientos de registro/archivado. Es importante que los POE estén lo suficientemente detallados para permitir la replicación de las operaciones y que se puedan actualizar regularmente tras la identificación de problemas de consistencia durante la implementación del proceso, por ejemplo, inconsistencias en las mediciones debido a escasas orientaciones descriptivas.⁽²⁰⁾ Para los procesos complejos, estos POE deben contener un manual que suministre más detalles sobre su aplicación, por ejemplo, un manual de inventario o un manual de interpretación de la cobertura de la tierra.⁽²¹⁾ Se deben elaborar POE para cada proceso del sistema y se deben poner a disposición de las personas responsables identificadas en el Documento de diseño.
- ▶ **Comunicaciones** – las comunicaciones en el SNMF pueden ser internas o externas. Se recomienda la preparación de un plan de comunicaciones para llegar hasta la diversa gama de grupos de interés que, en general, participan en el SNMF. Un abanico de diferentes formatos de comunicación (entre otros, documentos, portales y sitios web en línea, presentaciones e imágenes) puede ayudar a consolidar la institucionalización interna y a crear capacidades.

(19) Se pueden consultar plantillas útiles para documentar el marco del SNMF en el manual **Developing a national greenhouse gas inventory template workbook** de US EPA.

(20) Se puede consultar un ejemplo de POE en Vallejo *et al.* (2011).

(21) Se puede consultar un ejemplo de protocolo de interpretación en **BNCR, 2018** o **GIMBUT, 2018**.

También es muy valioso el material focalizado para las comunicaciones externas, por ejemplo, el intercambio de experiencias y la participación en los procesos de verificación.

Para todo el proceso de documentación es importante utilizar un sistema de control de la versión de tal forma que se puedan actualizar las respuestas a mejoras del proceso y evitar la utilización de múltiples versiones (p.ej., la recolección y el análisis de datos se deberían almacenar de tal forma que los metadatos hagan referencia a una versión específica de la documentación relevante).

1.3.5 Garantía de calidad y control de calidad

Un sistema de GC/CC contribuye a los objetivos de buenas prácticas en la elaboración de inventarios, en particular a mejorar la transparencia, exactitud, integridad, consistencia y comparabilidad (TEICC) de los inventarios nacionales de GEI. La GC/CC es un principio de todo el sistema y debería estar integrado en todos los procesos del SNMF donde los datos son recolectados, almacenados, generados y notificados.

El IPCC ha definido la GC y el CC⁽²²⁾ de la siguiente manera:

- ▶ **Garantía de la calidad (GC)** – un sistema planificado de procedimientos de revisión aplicados por los recursos humanos que no participa en el proceso de preparación del inventario (p.ej., revisión de una submuestra de la muestra de datos por un equipo que no participa en la recolección de datos).
- ▶ **Control de calidad (CC)** – un sistema de actividades técnicas habituales para medir y controlar la calidad del inventario durante su preparación, implementadas por el equipo que lo prepara (p.ej., capacitación regular para la recolección de datos), rápida revisión de los datos recolectados, uso de normas para evitar inconsistencias en la recolección de datos.

Un plan escrito de GC/CC es fundamental para un sistema de GC/CC. La **Sección 5.5.2 de la GPG2003** introduce la idea de un plan de GC/CC, y este plan se describe con más detalles en la **Sección 6.5, Volumen 1 de las 2006GL**.⁽²³⁾ Un plan de GC/CC estipula todas las actividades de GC/CC realizadas, los recursos humanos responsables de estas actividades y el calendario para elaborarlas. Los mecanismos de coordinación, una evaluación del riesgo y los procedimientos de revisión requeridos para implementar el plan se pueden resumir como:

1. **Coordinación** – un coordinador de GC/CC es el responsable de implementar el plan de GC/CC. En esta función, el coordinador de la GC/CC:
 - ▶ aclara y comunica las responsabilidades de GC/CC;
 - ▶ elabora y mantiene listas de verificación de GC/CC apropiadas para diversas funciones;
 - ▶ garantiza la finalización oportuna y precisa de las listas de verificación y las actividades relacionadas a la GC/CC;
 - ▶ elabora un cronograma general de GC/CC y un cronograma sobre cuándo ocurrirán las revisiones externas;

(22) La documentación del IPCC sobre buenas prácticas ofrece material de referencia de inestimable valor sobre la GC/CC. Tanto la **Sección 5.5 del GPG2003** como el **Capítulo 6, Volumen 1 de las 2006GL** ofrecen orientaciones generales de utilidad. El **Capítulo 4, Volumen 4 de las 2006GL** ofrece material adicional sobre aspectos de la GC/CC relativos al sector de las tierras.

(23) Además del manual de US EPA **Developing a national greenhouse gas inventory template workbook**.

- ▶ gestiona y entrega documentación relativa a las actividades de GC/CC para los procesos de **mantenimiento de registros**;
 - ▶ coordina las revisiones externas de estimaciones e informes y garantiza la incorporación de los comentarios.
- 2. Evaluación del riesgo** – la evaluación del riesgo es un elemento importante de un sólido plan de GC/CC. Por ejemplo, las actividades de recolección de datos en general presentan riesgos sustanciales de error, distorsiones u omisiones, de tal forma que es necesario concentrar controles del sistema para garantizar la mitigación de estos riesgos. La evaluación de riesgos permite la concentración de recursos limitados para los procedimientos de GC/CC ahí donde hay riesgos de error más significativos.
- 3. Procedimientos de revisión** – si bien los procedimientos generales de CC están diseñados para ser implementados en todas las categorías y de manera habitual⁽²⁴⁾, podría no ser necesario o posible verificar todos los aspectos de los datos de entrada, los parámetros y los cálculos cada año. Una muestra representativa de datos y los cálculos provenientes de cada categoría pueden estar sujetos a procedimientos generales de CC cada año. Al establecer criterios y procesos para seleccionar series de muestra de datos y procesos, es buena práctica llevar a cabo verificaciones del CC en todas las partes del sistema, durante un período de tiempo adecuado, tal como se ha estipulado en el plan de GC/CC.

Al realizar una revisión interna de los procedimientos, metodologías y resultados de la MNV, es recomendable garantizar que:⁽²⁵⁾

- ▶ haya suficiente peritaje independiente para conducir la revisión interna;
- ▶ los métodos de revisión aplicados sean transparentes, rigurosos y científicamente adecuados;
- ▶ los resultados de la revisión sean razonables y estén bien explicados;
- ▶ el enfoque y los hallazgos de la revisión estén documentados y sean considerados en los procesos de mejora continua.

El **Recuadro 9** sugiere elaborar una lista de verificación para fines de comprobación interna. Cuando se ha llevado a cabo una revisión interna, sería útil informar y documentar los siguientes temas:

- ▶ información que ha sido verificada internamente;
- ▶ criterios utilizados para la selección de las prioridades de verificación;
- ▶ métodos de verificación, junto con los datos pertinentes que fueron recolectados;
- ▶ cualquier limitación identificada en los métodos;
- ▶ comparaciones realizadas con inventarios, series de datos, literatura científica u otros estudios independientes;
- ▶ retroalimentación recibida de parte de los revisores externos, con un resumen de los principales comentarios y referencia hacia las medidas adoptadas con respecto a cómo se han abordado

(24) **Sección 5.5 de la GPG2003**, o **Sección 6, Volumen 1 de las 2006GL**.

(25) Adaptado de la **Sección 5.7.3 de la GPG2003**.

dichos comentarios;

- ▶ principales conclusiones de la verificación;
- ▶ medidas tomadas como resultado del proceso de verificación;
- ▶ cualquier recomendación para mejorar los inventarios o para investigación a nivel nacional/internacional que emana de los hallazgos con su priorización;
- ▶ identificación y fortalecimiento de capacidades, según corresponda.

Los resultados de los procesos de GC/CC pueden generar una reevaluación de las estimaciones de inventarios o categorías o incertidumbres y, por consiguiente, de las mejoras en las emisiones o absorciones. Por ejemplo, los resultados de los procesos de GC/CC podrían señalar variables particulares en los métodos de estimación para una determinada categoría que podría ser el centro de los esfuerzos de mejoras.

Recuadro 9: Lista de verificación sugerida para la revisión interna de REDD+

Lista de verificación sugerida para la revisión interna de REDD+:

- ▶ ¿Se están utilizando todos los datos y las hipótesis para estimar las emisiones y absorciones documentadas de manera transparente para todas las actividades, reservorios de carbono y gases seleccionados/importantes?
- ▶ ¿Los métodos aplicados son consistentes con los métodos utilizados para calcular las emisiones y absorciones del sector de UTCUTS informados en los IGEI a la CMNUCC?
- ▶ Si se han omitido algunas actividades de REDD+ o reservorios de carbono, ¿el informe explica el porqué?
- ▶ ¿Están incluidos todos los gases requeridos por las directrices y orientación del IPCC? De no ser así, ¿se proporcionan explicaciones para esta omisión?
- ▶ ¿Se informan las emisiones y absorciones como términos positivos y negativos, respectivamente?

Comparaciones, se debería hacer una o más comparaciones:

- ▶ Compare las estimaciones de REDD+ con estimaciones preparadas independientemente para las mismas superficies/actividades, o compare subconjuntos regionales de estimaciones nacionales de REDD+ con estimaciones preparadas independientemente para esas regiones.
- ▶ Compare los datos de la actividad y/o las estimaciones de emisiones utilizadas en el desarrollo de las estimaciones de REDD+ con bases de datos internacionales

independientes y/o de otros países.

- ▶ Compare las estimaciones de REDD+ con los resultados calculados utilizando metodología de otro nivel, incluido el Nivel 1 del IPCC.
- ▶ Compare las estimaciones de REDD+ con los estudios y experimentos de alta intensidad disponibles.
- ▶ Compare las superficies de tierra y las existencias de biomasa, y cualquier otra población para la que haya datos disponibles, utilizados en las series de datos globales de REDD+.

Comparaciones de incertidumbres, debería hacer una o más comparaciones:

- ▶ Compare las estimaciones de incertidumbre con la incertidumbre reportada en la literatura.
- ▶ Compare las estimaciones de incertidumbre con las de otros países y los valores predeterminados del IPCC.

Mediciones directas:

- ▶ Realice verificaciones cruzadas con las mediciones directas independientes disponibles (que pueden estar disponibles en los inventarios forestales locales [si no se han utilizado ya en las estimaciones]), mediciones de crecimiento detalladas y/o mediciones realizadas en ecosistemas particulares con fines de investigación.

Uso de herramientas de calidad:

- ▶ Se pueden utilizar diferentes herramientas de calidad para identificar problemas de calidad: gráficos de control, diagramas de Ishikawa, diagramas de flujo, hojas de verificación, diagramas de Pareto, gráficos de dispersión.

Muchas verificaciones de datos se pueden automatizar para permitir más tiempo para el control de la calidad que debe realizarse manualmente. Las comprobaciones automatizadas incluyen la comprobación de rangos de datos de entrada y salida con estimaciones anteriores y comprobaciones con puntos de verdad conocidos. Las verificaciones automatizadas a menudo generan una lista de datos sospechosos en lugar de producir un aprobado/reprobado total. Esto permite la intervención manual para verificar los posibles errores. Incluso con los sistemas automatizados, debería haber cierto grado de comprobaciones aleatorias para proporcionar confianza en que los sistemas automatizados no están ignorando algunos aspectos y, de ser así, mejorarlos.

Fuente: Adaptado del **Recuadro 5.7.3 de la GPG2003.**

1.3.6 Mejora continua

El desarrollo de un SNMF y sus funciones conexas de MNV debería incluir un proceso de mejora continua que sea reconocido como buena práctica por las directrices y recomendaciones del IPCC y que sea promovido a través del uso del **análisis de categorías clave**, análisis de la incertidumbre⁽²⁶⁾ **GC/CC** y actividades de verificación.⁽²⁷⁾ Como parte del Marco de Varsovia de la CMNUCC para REDD+, los países pueden también formular sus NREF/NRF a través de un enfoque gradual para incorporar periódicamente datos mejores o nuevos, reservorios adicionales y mejores métodos⁽²⁸⁾, reconociendo la exigencia de mejora continua.

Los procesos de mejora continua se pueden basar en las herramientas existentes utilizadas para mejorar, optimizar y estabilizar los procesos empresariales y basados en el diseño de un proceso iterativo de varias etapas, por ejemplo, el proceso planificar, hacer, verificar, actuar (PHVA)⁽²⁹⁾ y el proceso definir, medir, analizar, mejorar, controlar (DMAMC).⁽³⁰⁾

Un proceso de mejora continua debería ser conducido regularmente y podría ser más eficaz si se alinea con los eventos de notificación, los ciclos del presupuesto o los resultados importantes. Estos eventos particulares pueden impulsar las respuestas de la GC/CC y generar la verificación de los hallazgos que se puede utilizar en la fase de evaluación del plan detallado. La fase de evaluación puede incluir la realización de una evaluación pormenorizada de los elementos del SNMF combinada con una serie de entrevistas/talleres con el equipo de implementación del SNMF y los grupos de interés pertinentes (**Sección 1.4**).

Los hallazgos de esta fase de evaluación se pueden combinar después con una comprensión de las categorías clave que afectan las estimaciones del SNMF. Es poco probable que se puedan completar todas las mejoras identificadas en la fase de evaluación en el ciclo de mejora continua, debido a un abanico de razones que incluye, entre otras, presupuesto, capacidad, tecnología y limitaciones de tiempo. El **análisis de categorías clave** puede ser útil para priorizar las mejoras que producirán el mayor impacto sobre las mejoras de las estimaciones.

La integración de un proceso de mejora continua en el marco operacional del SNMF puede mejorar la capacidad y la comprensión de las funciones y responsabilidades y, en última instancia, llevar a resultados más precisos y transparentes del SNMF todas las características de un **sistema operativo maduro** que puede suministrar productos consistentes que cumplan con los objetivos nacionales de presentación de informes.

(26) El IPCC describe la función de las incertidumbres en la mejora continua en el **Capítulo 3, Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019).

(27) El **Capítulo 6, Volumen 1 de las Directrices 2006 del IPCC** ofrece una serie de conceptos y herramientas para apoyar una eficiente gestión del inventario, control y mejora continua. Estas actividades garantizan que se pueda hacer el mejor uso de recursos limitados y que se logre una calidad coherente con las buenas prácticas para cada inventario.

(28) **Párrafo 10 de la Decisión 12/CP.17 de la CMNUCC**.

(29) **Planificar:** Evaluar el sistema, identificar oportunidades y planificar para el cambio. **Hacer:** Implementar el cambio en pequeña escala. **Verificar:** Utilizar los datos para analizar los resultados del cambio y determinar si se marcan las diferencias. **Actuar:** Si el cambio ha sido exitoso, implementarlo a escala más amplia y evaluar continuamente los resultados. Si el cambio no ha funcionado, hay que empezar el ciclo una vez más.

(30) **Definir** el problema, la actividad de mejora, la oportunidad para mejorar, las metas del proyecto y los requisitos de los clientes (internos y externos). **Medir** el desempeño del proceso. **Analizar** el proceso para determinar las causas raíz de la variación y del desempeño deficiente (defectos). **Mejorar** el desempeño del proceso abordando y eliminando las causas raíz. **Controlar** los procesos mejorados y el desempeño futuro del proceso.

1.4 Maduración de un SNMF a través de la representación y el análisis del sistema

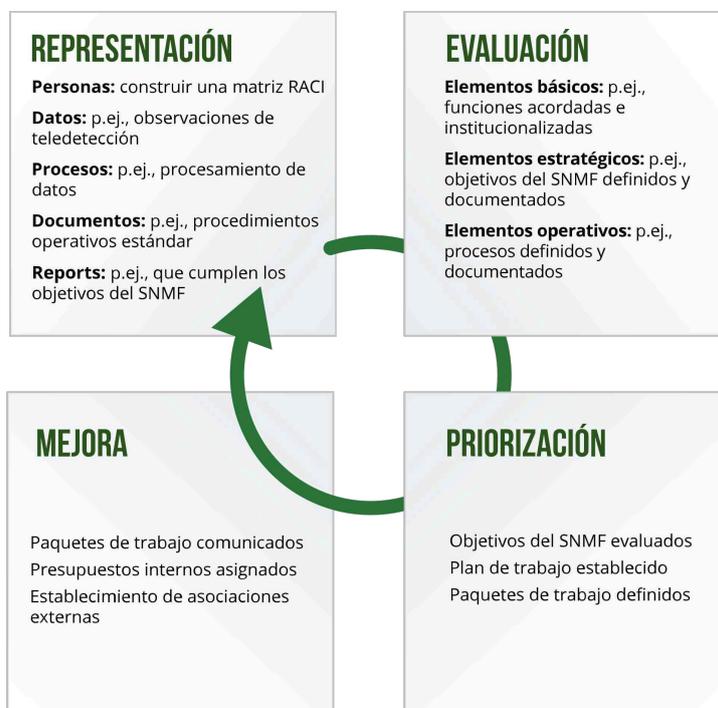
Un SNMF y sus funciones de MNV se basan, en general, en los sistemas existentes cuando sea posible (p.ej., el mandato actual, los procesos de datos y/o de presentación de informes). Si bien es recomendable establecer los elementos **básicos**, **estratégicos** y **operacionales** en un SNMF eficaz, en general, los SNMF han crecido en forma orgánica, a veces haciendo más hincapié en áreas de interés específico o en los puntos fuertes de todos los involucrados. No es raro que los que operan en el sistema no comprendan la estructura completa del sistema ni todos los impactos que se podrían producir a través de determinadas decisiones tomadas para abordar su parte específica.

Al considerar las mejoras al sistema, se recomienda conducir un proceso repetido de representación, evaluación, establecimiento de prioridades e implementación de mejoras al sistema en el contexto del alcance total de todo el SNMF. El pensamiento sistémico es un enfoque integral de análisis que se concentra en la forma en que se interrelacionan las diferentes partes que constituyen el sistema. El análisis del sistema (**Figura 2**) requiere:

- ▶ **Representación** – comprensión de lo que existe y representación sobre cómo interactúan las diferentes partes.
- ▶ **Evaluación** – evaluación de cómo se están desempeñando las partes del sistema.
- ▶ **Priorización** – identificación y priorización de las mejoras del sistema.

- **Mejora** – comunicación e implementación de las mejoras prioritarias identificadas.

Figura 2: Maduración de un SNMF a través de repetidos procesos de representación del sistema, evaluación, establecimiento de prioridades e implementación de mejoras



Los resultados de este ejercicio pueden ayudar en la comunicación con los asociados internos y externos y a alinear los objetivos, haciendo un uso eficiente de los recursos y reduciendo la duplicación de esfuerzos al tratar de resolver las necesidades identificadas.

1.4.1 Representación del sistema

El proceso de representación del sistema contribuye a comprender lo que ya existe y a representar la interacción entre las diferentes partes del sistema. Este proceso facilita la identificación estructurada de los recursos existentes y de las lagunas, a fin de identificar los requisitos para avanzar hacia la implementación de un SNMF operacional, maduro y eficaz.

En cualquier método de representación del sistema se debería evitar una mentalidad de silo⁽³¹⁾, en la medida de lo posible. El método debería ser una exploración abierta del sistema, de múltiples organismos, participativa, constructiva y colaborativa que:

- identifique las necesidades en el contexto real del país y de las metas nacionales;
- se enfoque en evaluar y mejorar los elementos tangibles del SNMF de un país (p.ej., datos, procesos, documentos e informes);

(31) Mentalidad de silo significa la renuencia a intercambiar información con los empleados de diferentes divisiones de la misma empresa. Esta actitud solo sirve para reducir la eficiencia y, en el peor de los casos, contribuye a un sistema ineficaz.

- ▶ identifique paquetes de trabajo que mejoren y maduren el funcionamiento de sus SNMF.

Si bien es recomendable evitar la mentalidad de silo, podría ser útil tomar en consideración las etapas en el sistema para dar inicio al ejercicio de cartografía del sistema mismo (p.ej., procesamiento de los datos, integración, presentación de informes, y aspectos en general de todo el sistema), teniendo presente que en general no hay límites fijos entre estas etapas. Las partes del sistema dentro de estas etapas se podrían representar como:

- ▶ Las **Personas** – son un elemento importante de un sistema y pueden ser Internas o Externas al sistema o a las partes de su subsistema.
- ▶ Los **Datos** – representa tanto las entradas como las salidas del sistema.
- ▶ Los **Procesos** – son conducidos por las personas para hacer funcionar el sistema y se basan en los datos de entrada (Datos, Documentos, Informes para producir una serie de productos (Datos, Documentos, Informes).
- ▶ Los **Documentos** – apoyan la instrucción, transparencia y ayudan en los productos consistentes del sistema a través del tiempo.
- ▶ Los **Informes** – representan los productos del sistema y son indicadores del hecho de que el sistema haya logrado sus objetivos de MNV.

En general, para cada tarea del sistema existe un componente persona, proceso y documento. En algunos casos, este puede también incluir un componente de datos, ya sea como entrada o salida, y podría incluir también un informe. Por ejemplo, el sistema necesita el cotejo de imágenes recolectadas con sensores remotos cada año (los datos). Esta tarea está bajo la responsabilidad de la Unidad SIG en el Ministerio de Bosques (la persona). El proceso que se ha establecido de esta manera garantiza el cotejo de todos los datos nacionales disponibles de los archivos del Landsat a finales de diciembre de cada año, listos para su procesamiento (el proceso), y que la Unidad SIG ha documentado el proceso en un POE (el documento).

1.4.2 Evaluación del sistema

Una vez que se haya mapeado el sistema actual, la evaluación del sistema puede ayudar a identificar lo que está funcionando bien y los aspectos que necesitan mejoras. Los enfoques basados en objetivos, sin objetivos y basados en criterios son las tres diferentes actitudes que se deben aplicar durante la evaluación del desempeño del sistema (**Recuadro 10**).

Un marco general de evaluación de las partes del sistema (p.ej., datos, procesos, documentación e informes) podría ser:

- ▶ **Presente** – hay evidencias de que la parte del sistema está claramente visible en el SNMF. Cuando está presente, podría no ser adecuado, operacional o eficaz. Por ejemplo, las plantillas del POE podrían estar disponibles para todas las tareas del SNMF, pero estas están incompletas para algunas tareas.
- ▶ **Adecuado** – la implementación en el SNMF es adecuada en base a los objetivos y la complejidad. Por ejemplo, el POE para generar datos de la actividad anualmente ha sido escrito por el equipo nacional responsable de generar los datos de la actividad, pero no se ha provisto ninguna capacitación sobre cómo dar seguimiento a los procedimientos descritos en el POE para convertirlo en una parte operacional del plan de trabajo anual del SNMF de la unidad responsable.
- ▶ **Operacional** – hay evidencias de que la parte del sistema está siendo utilizada y está produciendo un resultado. Por ejemplo, el POE se está utilizando para instruir a los recursos humanos

responsables sobre la producción de datos de la actividad consistentes con las series de datos como entrada para el marco de integración del SNMF.

- ▶ **Eficaz** – hay evidencias de que la parte del sistema está logrando eficazmente el resultado esperado para el SNMF. Por ejemplo, el POE se está utilizando para instruir a los recursos humanos responsables sobre la producción de datos de la actividad consistentes con las series de datos como entrada para el marco de integración del SNMF, que es capaz de producir los informes que cumplen con los objetivos del SNMF.⁽³²⁾

Un sistema puede cumplir operativamente con sus objetivos con partes del sistema que son presentes y adecuadas y otras partes que son operacionales y eficaces. Por ejemplo, los datos de la actividad (es decir, el componente documento) se pueden considerar solamente presentes (p.ej., hay una plantilla pero la persona encargada de la generación de los datos de la actividad no ha completado la documentación para permitir instruir a los demás, aumentando el riesgo de inconsistencias en el proceso repetido). Sin embargo, se pueden producir informes que cumplan con los objetivos del SNMF. No obstante, ante la disponibilidad de información, el SNMF habría operado con mayor eficacia y menor riesgo.

Se recomienda no incluir a las personas en esta forma de evaluación PAOE, sino en la matriz RACI (**Recuadro 11**) que se ha preparado para comunicar y coordinar a las personas en el sistema. Una matriz RACI es un diagrama de asignación de responsabilidades que mapea todas las tareas, metas o decisiones clave relacionadas con el SNMF y asigna cuáles funciones son Responsables para cada elemento de acción, quién es Aprobador y, en su caso, quién necesita ser Consultado o Informado. El establecimiento de este consenso utilizando la matriz RACI casi siempre ha logrado hacer reiniciar las acciones anquilosadas en el SNMF y ha permitido que los grupos de interés aborden los demás aspectos que requieren solución.

Las cuatro funciones de los grupos de interés consideradas en la matriz RACI son:

- ▶ **Responsable** – la persona o los grupos de interés que realizan el trabajo. Deben completar la tarea u objetivo y tomar las decisiones. Varias personas pueden ser conjuntamente responsables.
- ▶ **Aprobador** – la persona o los grupos de interés que son propietarios del trabajo. Ellos/ellas deben firmar o aprobar cuando la tarea, objetivo o decisión ha sido completada. Esta persona debe asegurarse de que se asignen las responsabilidades en la matriz para todas las actividades relacionadas. El éxito requiere que solo una persona debería ser Aprobadora para cada tarea.
- ▶ **Consultado** – la persona o los grupos de interés que necesitan formalmente ofrecer aportaciones antes de que el trabajo pueda ser realizado y cerrado. Estas personas son participantes activos.
- ▶ **Informado** – la persona o los grupos de interés que necesitan mantenerse actualizados, pero que no están participando activamente. Necesitan actualizaciones sobre el avance o las decisiones, pero no necesitan ser formalmente consultados, ni contribuyen directamente a la tarea o a la decisión. Podría haber algunas acciones para las cuales no se debe informar a ninguna persona o grupo de interés.

La asignación de las responsabilidades apropiadas y la clara comunicación de estas pueden evitar una serie de problemas de funcionamiento. Los SNMF más eficaces son aquellos que han asignado los recursos humanos más cualificados y rentables a las funciones de responsabilidad operacional. Estos pueden ser tanto instituciones internas como grupos de interés o asociados externos. Las funciones de responsabilidad operacional en general son realizadas por quienes tienen responsabilidades

(32) El marco de evaluación PAOE se aplica en general en el análisis de sistemas y con mayor amplitud en la gestión del sector de la aviación y la seguridad.

normativas y presupuestarias y, en general, son instituciones internas.

Recuadro 10: Enfoques de evaluación del sistema

Los enfoques de evaluación basados en objetivos, sin objetivos y basados en criterios son tres actitudes diferentes que se aplican en la evaluación del desempeño del sistema.

Evaluación basada en objetivos

La evaluación basada en objetivos es uno de los enfoques más tradicionales y sencillos para evaluar hasta qué punto un sistema ha cumplido sus metas u objetivos establecidos. El **marcador para el monitoreo forestal**, de la FAO, es un ejemplo de esta técnica de evaluación y se utiliza como base para calificar la capacidad del país en el monitoreo forestal. Los 28 indicadores se dividen en cuatro conjuntos que reflejan los tres pilares del SNMF definidos por la FAO (sistemas de seguimiento terrestre por satélite, inventarios nacionales forestales, estimaciones de emisiones). La estrategia básica de este enfoque es medir si se cumplen o no las metas predefinidas; en qué medida y de qué manera. Lo que se mide depende del carácter de las metas. Una limitación de este enfoque es que puede que no identifique los resultados no previstos, que pueden ser tan importantes como los objetivos establecidos. La evaluación basada en objetivos tiende a concentrarse en los aspectos técnicos y económicos más que en los aspectos humanos y sociales de un sistema, lo que puede tener consecuencias negativas en términos de disminución de la satisfacción del usuario, además de consecuencias organizacionales más amplias en términos de valor y aceptación del sistema.

Evaluación sin objetivos

La evaluación sin objetivos es un enfoque más interpretativo cuya finalidad es mejorar la comprensión de la naturaleza de lo que se va a evaluar y generar motivación y compromiso. La participación de una amplia gama de grupos de interés a menudo se considera esencial para este enfoque de evaluación. Esto también puede ser un obstáculo práctico cuando el tiempo o los recursos para la evaluación son escasos. La evaluación sin objetivos se define como la recopilación de datos sobre una amplia gama de efectos reales y la evaluación de la importancia de estos para satisfacer las necesidades demostradas. El evaluador hace un intento deliberado de evitar toda retórica relacionada con las metas; solo se estudian los resultados y los efectos susceptibles de ser medidos. Los objetivos de la evaluación sin objetivos son:

- ▶ evitar el riesgo de estudiar de manera estricta los objetivos establecidos y, por lo tanto, perder resultados importantes no previstos;
- ▶ eliminar las connotaciones negativas asociadas al descubrimiento de un efecto no previsto (p.ej., el uso de términos como efecto colateral o efecto secundario que se utilizan a menudo en la evaluación basada en objetivos para describir los resultados no previstos de los objetivos definidos);
- ▶ eliminar los sesgos de percepción introducidos en una evaluación por el conocimiento de los objetivos;
- ▶ mantener la objetividad y la independencia del evaluador a través de condiciones libres de objetivos.

La estrategia básica de este enfoque es la evaluación inductiva. El enfoque tiene como objetivo descubrir las cualidades del objeto de estudio. El evaluador hace un inventario de posibles

problemas y el conocimiento del sistema emerge durante el progreso de la evaluación.

Evaluación basada en criterios

La evaluación basada en criterios se basa en listas de verificación, heurísticas, principios o ideales de calidad donde la interacción entre los usuarios y el sistema actúa como base para la evaluación, junto con un conjunto de criterios predefinidos. La base de estos ideales orientados a la acción es comprender si el sistema respalda las acciones necesarias y cómo lo hace. El establecimiento de criterios de evaluación proporciona un enfoque en ciertas cualidades que, según la perspectiva del evaluador, es importante evaluar. La atención al establecimiento de criterios también puede restar importancia a otras cualidades. Como tal, los criterios elegidos rigen la atención de los evaluadores y, por lo tanto, el tipo de conocimiento que logra el evaluador.

Recuadro 11: Consideraciones sobre la matriz RACI

Cómo crear una matriz RACI

Un proceso sencillo para crear una matriz RACI incluye los siguientes seis pasos:

1. Identificar todas las tareas involucradas y anotarlas en el lado izquierdo del gráfico. Abajo se ilustra un ejemplo simplificado de las partes de un SNMF.
2. Identificar todas las partes interesadas del proyecto y anotarlas en la parte superior del gráfico.
3. Completar las celdas del modelo identificando quién es responsable y aprobador y quién será consultado e informado para cada tarea.
4. Asegurarse de que cada tarea tenga por *Responsable*, al menos, un grupo de interés.
5. Ninguna tarea debe tener más de un actor *Aprobador*. Resolver cualquier conflicto donde haya más de uno para una tarea en particular.
6. Compartir, discutir y acordar el modelo RACI con sus grupos de interés. Esto incluye la resolución de conflictos o ambigüedades.

Tabla 1: Ilustración de una matriz RACI simplificada

Paso/ Acción	Unidad REDD+	Unidad cartográfica forestal	Unidad de gestión de la información	Ministerio de Bosques	Comité Directivo	Consultor	Socio externo
Recolectar datos	C	R	C	A	I		
Catalogar datos	C	C	R	A	I		
Procesar datos	C	R	C	A	I		
Conducir procesos de GC/ CC	C	C	I	A	I	R	
Publicar informe	R	I	I	A	C		I

Mejores prácticas de la matriz RACI

No es suficiente con solo crear una matriz RACI. Es importante asegurarse de que la matriz se corresponda con una estrategia exitosa y que se resuelvan los conflictos y ambigüedades. Esto implica mirar en cada fila y hacia arriba y hacia abajo en cada columna de la matriz para verificar lo siguiente:

- ▶ **Ninguna A** – ¿Quién es *Aprobador*? Debe haber una A para cada paso definido. Un grupo de interés debe ser *Aprobador* de lo que sucede. La rendición de cuentas suele recaer en quienes tienen responsabilidad política y presupuestaria, por lo general instituciones internas.
- ▶ **Hay más de una A** – ¿Hay confusiones sobre los derechos de decisión? Los aprobadores tienen la última palabra sobre cómo se debe hacer el trabajo y cómo se resuelven los

conflictos. Varias *A* pueden producir una toma de decisiones lenta y contenciosa, pero pueden ser necesarias cuando la aprobación técnica y presupuestaria están separadas.

- ▶ **Ninguna R** – ¿Quién está haciendo el trabajo en este paso y garantizando que se hagan las tareas? Puede tratarse de recursos humanos internos o consultores externos.
- ▶ **¿Hay demasiadas R?** – ¿Alguno de los grupos de interés tiene demasiadas tareas asignadas? ¿Es necesario que el grupo de interés participe en tantas actividades? ¿Se puede cambiar el *Responsable* a *Consultado* o *Informado*?
- ▶ **Todos los cuadros están llenos** – ¿Es necesario que todos los grupos de interés estén realmente involucrados? ¿Hay beneficios justificables al involucrar a todas las partes interesadas, o esto solo cubre todas las bases y potencialmente ralentiza innecesariamente el proceso de toma de decisiones?
- ▶ **Muchas C** – ¿Es necesario que todos los interesados sean *Consultados* de forma rutinaria o se les puede mantener *Informados* y plantear circunstancias excepcionales si sienten que necesitan ser *Consultados*? Demasiadas *C* en el circuito podrían ralentizar el avance.
- ▶ **¿Están todos los verdaderos interesados incluidos en este modelo?** – A veces, esto es más difícil de asegurar, ya que es un error de omisión. A menudo, la mejor forma de abordar esto es un comité directivo o un equipo de gestión.
- ▶ **Aceptación** – ¿Está totalmente de acuerdo cada parte interesada con el papel que se le ha asignado? Cuando se logre dicho acuerdo, debe incluirse en la documentación del SNMF.

1.4.3 Priorización

Después de completar la representación y la evaluación del sistema se habrá identificado una serie de lagunas o posibles puntos de mejora. Será necesario establecer prioridades para implementar las mejoras de conformidad con las limitaciones de tiempo y de presupuesto. Un análisis basado en los objetivos, a través de una combinación del marco de evaluación PAOE, con una lista de verificación⁽³³⁾, puede ayudar a agrupar y a priorizar las mejoras. En general, las listas de verificación representarán una visión restringida porque han sido desarrolladas con un objetivo específico en mente. Al establecer prioridades y presupuestos, hay que tomar en cuenta las listas de verificación para todo el sistema y evaluar todas las implicaciones del cambio en los recursos humanos, datos, procesos, documentos e informes. Podría también ser apropiado incorporar cualquier resultado de un **análisis de categorías clave** en el proceso de priorización.

1.4.4 Mejora del sistema

El proceso de representación y evaluación del sistema podría haber permitido la identificación y la priorización de mejoras que deben ser representadas en cada nivel para permitir que un paquete de trabajo⁽³⁴⁾ se pueda desarrollar. Se trata de una especie de pequeño proyecto en el SNMF y es un elemento de más fácil comprensión para el responsable del equipo del proyecto. Los miembros del equipo pueden percibir la conexión entre los diferentes filamentos de la tarea para todo el SNMF, si bien estarán siempre en grado de enfocar aquellas que se aplican a ellos mismos. La finalización de un paquete de trabajo podría depender de otros paquetes de trabajo. El uso de los paquetes de trabajo para manejar las mejoras del sistema ofrece mayores niveles de claridad, ya que se puede visualizar con facilidad cada bloque de tareas conectadas.

Un paquete de trabajo es una descripción detallada de requisitos para completar una tarea específica. Se incluyen elementos como un presupuesto, material o materiales, recursos humanos y cronogramas y metas. El objetivo de cada paquete en general está definido por el hecho de que tienen las siguientes características en común:

- ▶ Naturaleza del trabajo de que se trata
- ▶ Productos de las tareas
- ▶ Ubicación geográfica donde se realizan las tareas
- ▶ Tiempo en el cual se deben completar las tareas
- ▶ Tecnología o materiales que se deberán utilizar
- ▶ Jefes de equipo a cargo
- ▶ Grupos de interés específicos

Los recursos humanos o financieros serán necesarios para completar las tareas estipuladas en el paquete de trabajo prioritario identificado. En este contexto, los **arreglos institucionales** eficaces

(33) Las listas de verificación, por ejemplo, pueden ser un conjunto de acciones en todo el sistema, listados de control específicos para el programa o revisiones internas o externas de los hallazgos. REDDcompass utiliza una gama de acciones catalogadas como Mínimas, Perfeccionadas y Avanzadas para representar la madurez del sistema. En **REDDcompass** se puede también consultar listas de verificación adaptadas de una gama de asociados de la GFOI que pueden ser también de relevancia dependiendo del objetivo de la evaluación.

(34) Una plantilla anotada de paquete de trabajo está disponible en los materiales del taller de la GFOI de evaluación de las necesidades del país.

ayudan a avanzar hacia las mejoras prioritarias del sistema.

Capítulo 2 Decisiones de diseño técnico

Este capítulo describe las decisiones de diseño metodológicas y normativas relevantes para el establecimiento de un SNMF operacional, poniendo de relieve que las funciones del SNMF son diferentes de conformidad con los objetivos y circunstancias específicas de monitoreo y presentación de informes de cada país.

2.1 Objetivos y alcance del monitoreo de conformidad con la CMNUCC

Un SNMF sostenible y operacional recolecta, procesa e integra datos para producir información sobre el estado, así como las tendencias en el tiempo, de las muchas variables forestales de interés que cumplen con los objetivos nacionales de información en respuesta a objetivos previamente definidos.

El DMO se concentra en los objetivos asociados con los requisitos de información en virtud de la CMNUCC, que se refieren a las funciones de sumidero y depósito de los bosques, si bien se deben utilizar elementos e instrumentos para monitorear otras variables de interés nacional, por ejemplo, la biodiversidad, la gestión forestal sostenible o la desertificación.

Las decisiones de la CMNUCC y del Acuerdo de París estipulan requisitos de información específicos. Los artículos 3 y 4 de la Convención (CMNUCC, 1992)⁽³⁵⁾ y el Artículo 5 del Acuerdo de París (CMNUCC, 2015)⁽³⁶⁾ reconocen la función relevante de los sumideros y depósitos de carbono terrestre en la concentración atmosférica de CO₂ y, en última instancia, en el calentamiento mundial y el cambio climático conexas. Por consiguiente, el Artículo 4 de la Convención y el Artículo 5 del Acuerdo de París requieren que los países tomen medidas y presenten informes sobre esas acciones, incluso sobre el avance hacia el Artículo 12 de la Convención y el Artículo 13 del Acuerdo de París. Por ende, todos los países deben presentar información sistemáticamente a la CMNUCC sobre las políticas y medidas tomadas para afrontar el cambio climático y las series temporales de estimaciones de todas las emisiones y absorciones antropogénicas, con el fin de determinar el flujo neto, así como sus tendencias en el tiempo. Con este fin, la CMNUCC había estipulado requisitos de información que eran diferentes para las partes incluidas en el Anexo I y aquellas no incluidas, en términos de contenido y frecuencia de la información presentada. Por lo general, los países del Anexo I tenían que presentar informes más frecuentes y con mayores detalles. Posteriormente, de conformidad con el Acuerdo de París, los requisitos de información se volvieron similares para todos los países, si bien se garantiza flexibilidad a aquellos no incluidos en el Anexo I que pudieran necesitarla. La **Figura 21** muestra los requisitos de información para los países del Anexo I y aquellos no incluidos en el Anexo I antes y durante el marco de transparencia del Acuerdo de París.

En resumen, el primer instrumento de notificación, en virtud de la CMNUCC, era la Comunicación nacional que debían presentar los países del Anexo I y aquellos no incluidos en dicho Anexo, previa solicitud. Actualmente, el ciclo de información es de cuatro años, con flexibilidad para los países no incluidos en el Anexo I, en particular para los países menos adelantados (PMA). La Comunicación nacional incluye los inventarios nacionales de GEI de todas las emisiones y absorciones antropogénicas que ocurren en el territorio de un país, así como información sobre la mitigación y la

(35) https://unfccc.int/files/essential_background/background_publications_htmlpdf/application/pdf/convsp.pdf.

(36) http://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/spanish_paris_agreement.pdf.

adaptación, las medidas adoptadas o planificadas o que el país ha programado tomar.

Desde 2014, el plazo para la presentación de estos informes se ha establecido como bienal para todos los países, con flexibilidad para aquellos no incluidos en el Anexo I, en particular para los PMA: los países del Anexo I han tenido que presentar sus IB sobre los progresos desde su última Comunicación nacional, mientras que aquellos no incluidos en el Anexo I presentan sus IBA para poner al día la información contenida en su última Comunicación nacional. Ambos tipos de informes bienales incluyen los IGEI. Los NREF/NRF de REDD+ se presentan como documentos independientes a discreción del país. Si se presenta voluntariamente un NREF/NRF, el IBA es también el instrumento de notificación que contiene la información de la MNV sobre los resultados de REDD+ y la información sobre el SNMF.

El Acuerdo de París sustituye los IB y los IBA por el IBT, estableciendo de esta forma un estándar único para todas las Partes en el Acuerdo; sin embargo, aún quedan diferencias en la información de apoyo (obligatoria solo para los países del Anexo I), y se permite flexibilidad en algunos elementos para los países no incluidos en dicho Anexo que podrían necesitarla (p.ej., los PMA y los pequeños Estados insulares en desarrollo [PEID] pueden presentar sus IBT siempre que puedan hacerlo).

El IBT contiene información sobre las emisiones y absorciones nacionales de GEI, así como sobre las medidas adoptadas y el progreso conexas para lograr las CDN, incluidas aquellas adoptadas en virtud de REDD+. Asimismo, cada cinco años, los países deben presentar también sus CDN que, con toda probabilidad, incluyen las tierras forestales y podrían incluir las actividades de REDD+.

Todos estos informes deben estar compilados con información sobre estimaciones de los GEI, así como sobre actividades de mitigación y adaptación. Dado que la sostenibilidad del marco de presentación de informes es un principio cardinal, se debería desarrollar un único sistema de monitoreo para recolectar toda la información forestal necesaria para los múltiples informes. Este sistema debe ser sólido, tener cobertura nacional, sostenibilidad a lo largo del tiempo y ser de apropiación nacional.

Las emisiones y absorciones de GEI se estiman en las tierras forestales a partir de las ganancias y pérdidas en las existencias de carbono. Estas, y las causas subyacentes conexas, ocurren en las tierras forestales a ritmos diferentes en el tiempo. Las ganancias son casi continuas mientras las pérdidas son predominantemente inmediatas. Por consiguiente, las actividades destinadas a reducir las pérdidas en las existencias de carbono se benefician de la información en tiempo real sobre cuándo y dónde ocurren realmente estas pérdidas, a fin de planificar e implementar procedimientos adecuados de mitigación (p.ej., extinguir incendios detener la tala ilegal).

De tal forma, dentro de un plazo considerado adecuado para cumplir con el ciclo de información (p.ej., bienal⁽³⁷⁾ y quinquenal)⁽³⁸⁾, se requiere que el SNMF:

1. Recolecte periódicamente información primaria y recolecte/compile la información auxiliar.
 - ▶ Información primaria y auxiliar para estimar las emisiones y absorciones de GEI de las tierras forestales gestionadas para todo el territorio nacional.
 - ▶ Información auxiliar para fines de verificación de las estimaciones de GEI.
 - ▶ Información auxiliar sobre las actividades a las cuales están asociadas las emisiones y absorciones de GEI, para utilizarla en las proyecciones del escenario de situación normal como punto de referencia, nivel, línea de base, y/o para reajustes del nivel de referencia de REDD+, en su caso.

(37) Las estimaciones de GEI se realizan anualmente (p.ej., la suma de todas las emisiones y absorciones antropogénicas que ocurren en un año).

(38) Para las CDN y los NRF.

- ▶ Información auxiliar sobre la implementación de actividades de mitigación y adaptación relacionadas con las tierras forestales (p.ej., los planes de gestión forestal sostenible), información sobre las salvaguardias de REDD+, apoyo recibido y apoyo solicitado.
2. Recolecte información continuamente sobre los impulsores de las pérdidas de existencias de carbono, y otros impactos a ser mitigados, para permitir medidas de mitigación de dichas pérdidas/impactos que se deberán tomar de manera oportuna.

El objetivo del SNMF, en función de las necesidades de notificación para la CMNUCC, requiere la recolección y la compilación de series temporales de información en todo el territorio nacional; esta actividad debería ser continua para detectar cualesquiera perturbaciones⁽³⁹⁾ que provoquen pérdidas en la cobertura forestal, para permitir la implementación de acciones de mitigación de manera oportuna y permitir la realización regular de las actividades de presentación de informes necesarias para la CMNUCC.

La **Decisión 11/CP.19** estipula los requisitos metodológicos para la información recolectada y compilada por el SNMF. La información debe cumplir con las directrices y orientaciones más recientes del IPCC, adoptadas o fomentadas por la COP que, de conformidad con el Acuerdo de París, significan las Directrices 2006 del IPC junto con el Suplemento 2013 Humedales, y deben ser transparentes y consistentes en el tiempo y adecuadas para la MNV de las actividades de REDD+. Esto significa que el SNMF recolecta toda la información necesaria (es decir, completa) con una precisión y exactitud adecuada para preparar estimaciones de buenas prácticas de emisiones y absorciones de GEI asociadas con las tierras bajo las actividades de REDD+. El SNMF debería basarse en los sistemas existentes, permitir la evaluación de diferentes tipos de bosques, incluidos los bosques naturales, tal y como están definidos por el país, ser flexible y posibilitar las mejoras. Debería reflejar, de ser apropiado, un enfoque gradual⁽⁴⁰⁾, esto significa que se espera que sea construido paso a paso, con ayuda de un enfoque de “aprender haciéndolo”. Asimismo, esta decisión reconoce que el SNMF puede proveer, en su caso, información relevante sobre cómo se han abordado y respetado las salvaguardias establecidas en el **Apéndice 1 de la Decisión 1/CP.16**.

Cuando el SNMF se ha construido con auxilio de un enfoque gradual, se debe abordar el fenómeno conocido como desplazamiento (o fuga) de emisiones. El desplazamiento representa cualquier impacto derivado del aumento de las emisiones o de la reducción de las absorciones que ocurre fuera de la superficie bajo observación. Adoptar acuerdos de monitoreo a escala nacional tiene que ver con el desplazamiento porque todo el país está cubierto (es decir, no se deja ninguna tierra forestal fuera de los confines de REDD+), además de la utilidad de la integración de las actividades de REDD+ con el sector de la tierra que se notifica de conformidad con la CDN para el Acuerdo de París (es decir, sin dejar a ninguna tierra forestal fuera de la contabilización). En síntesis, cuando se realizan actividades de monitoreo a escala subnacional o de proyecto, el riesgo de perder emisiones debido al desplazamiento es alto; mientras que el monitoreo a nivel nacional, si bien involucra a los actores a nivel local, estatal o departamental para asegurar el **monitoreo subnacional de las actividades del proyecto** como medida provisoria, podría abordar el desplazamiento de las emisiones durante la fase provisional o pasar de la MNV subnacional al nivel nacional. El anidamiento de los proyectos de REDD+ es una forma de abordar la implementación subnacional mientras se garantiza consistencia a

(39) En este contexto, tiene un significado amplio para indicar cualquier pérdida no asociada con la rotación natural. Por lo tanto incluye todas las actividades y perturbaciones antropogénicas y naturales.

(40) Véanse los **párrafos 73 y 74 de la Decisión 1/CP.16**, donde se establece que un enfoque gradual empieza con la formulación de las estrategias nacionales o planes de acción, políticas, medidas y creación de capacidades; está seguido por su implementación y posiblemente ulterior creación de capacidades, desarrollo tecnológico y transferencia y actividades de demostración basadas en los resultados; y evoluciona en acciones basadas en los resultados que deberían ser completamente mensuradas, notificadas y verificadas.

nivel nacional y, posiblemente, se logra la cobertura de todo el territorio nacional (**Recuadro 23**).

Sin embargo, en el caso de la cobertura subnacional (p.ej., a nivel de estado, provincia o proyecto), hay que monitorear el desplazamiento a nivel nacional de las emisiones y se requiere presentar informes sobre cómo se está afrontando este desplazamiento de las emisiones.⁽⁴¹⁾

Al establecer sistemas subnacionales, es importante considerar cómo se integrarán eventualmente en el sistema nacional final y cuáles de sus componentes se podrán utilizar a nivel nacional para las estimaciones subnacionales.

Las emisiones y absorciones de las actividades de REDD+ están cuantificadas en el contexto de los IGEI notificados a través del IBA (**Capítulo 6**) y el desempeño está medido de conformidad con los NREF/NRF.

2.2 Armonización de la notificación

Por razones de transparencia y coherencia⁽⁴²⁾, y por toda una serie de razones de eficiencia, se espera que los países utilicen, en la medida de lo posible, los mismos enfoques, métodos y datos para notificar las emisiones forestales en los informes nacionales de los IGEI y de REDD+. Esta recomendación de coherencia en los informes también es válida para los informes no relacionados con los GEI sobre los bosques para los cuales el SNMF suministra datos.⁽⁴³⁾ Sin embargo, hay razones por las cuales las estimaciones de REDD+ y las de los IGEI podrían no estar completamente alineadas (p.ej., las estimaciones del IGEI contienen estimados nacionales de emisiones y absorciones derivados del uso de la tierra y cambio de uso de la tierra, mientras que las estimaciones de REDD+ se refieren a datos de la actividad que podrían ser subnacionales o estar en una etapa intermedia, en una situación donde se han recopilado mejores datos, pero no están disponibles a nivel nacional). Es importante documentar cualesquiera diferencias y comprender y comunicar las causas subyacentes y sus implicaciones.

Entre otras posibles esferas donde se debería tomar en cuenta la armonización se incluyen:

- ▶ funciones y responsabilidades en y entre los grupos de interés;
- ▶ categorías de uso de la tierra;
- ▶ normas de atribución;
- ▶ series de datos, incluidos protocolos de recolección y de procesamiento;⁽⁴⁴⁾
- ▶ hipótesis adoptadas;
- ▶ enfoques, métodos y niveles adoptados;
- ▶ tratamiento de las categorías clave.

(41) Véase la **apostilla del Párrafo 71 de la Decisión 1/CP.16**.

(42) Tal y como se solicita en las decisiones de la COP **12/CP.17**, **11/CP.19** y **13/CP.19**.

(43) La búsqueda de la consistencia no debería significar eludir la implementación de una mejora metodológica y/o el fracaso en el uso de series de datos más precisas y/o complejas. Por ejemplo, no es recomendable reducir la calidad de los datos de REDD+ para ser consistentes con un IGEI antiguo.

(44) **Sección 4.1** ofrece asesoramiento actual sobre la armonización de los datos.

2.3 Uso de la orientación de buenas prácticas del IPCC en el contexto de la CMNUCC

Desde 1995, el IPCC ha estado publicando la orientación metodológica que los países han acordado utilizar para estimar las emisiones y absorciones antropogénicas de GEI e informarlas junto con los inventarios nacionales de GEI a la CMNUCC. La **Tabla 2** resume la orientación metodológica introducida por el IPCC desde 1996, que abarca todos los sectores, incluso aquellos relacionados con el uso de la tierra. Esta sección describe la orientación presentada en los documentos de directrices y orientaciones del IPCC relevantes para el sector de la tierra y para el desarrollo de los SNMF para la MNV, en el contexto de la CMNUCC.

Tabla 2: Versiones de la orientación del IPCC

Documento de orientación del IPCC	Descripción
Directrices revisadas del IPCC de 1996 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (96GL)	Primeras directrices acordadas para su uso en el marco de la CMNUCC.
Orientación del IPCC de 2000 sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (GPC2000)	Suministra orientación sobre las buenas prácticas en la implementación de la versión revisada de las Directrices de 1996. Abarca todos los sectores excepto el UTCUTS. Introduce la definición de buenas prácticas, que se mantiene en todas las orientaciones y directrices posteriores.
Orientación de 2003 sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (CPC2003)	Amplía la orientación sobre las buenas prácticas para incluir el UTCUTS.
Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (2006GL)	Consolida y actualiza las directrices anteriores. Utiliza el mismo marco metodológico que la GPG2003. Combina la agricultura y los usos de la tierra en un solo sector (Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra [ASOUT]).
Suplemento de 2013 a las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero: (Suplemento 2013 Humedales).	Subsana las deficiencias y amplía las 2006GL y actualiza los factores de emisiones/absorciones, incluyendo aquellos en los humedales y en suelos de drenaje.
Orientaciones revisadas de 2013 sobre buenas prácticas y métodos suplementarios que emanan del Protocolo de Kyoto	Ofrece orientación de apoyo a las reglas de contabilización de la tierra y cambio en el uso de la tierra y silvicultura acordadas para el UTCUTS para el segundo período de compromisos del Protocolo de Kyoto.
Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventario de gases de efecto invernadero	El Perfeccionamiento de 2019 actualiza, complementa y/o profundiza las Directrices del IPCC de 2006 donde han sido identificadas lagunas o nociones científicas obsoletas. Se debe utilizar junto con las Directrices del IPCC de 2006 y, donde se indique, (con el Suplemento 2013 Humedales).

Hay un sistema bien establecido en el marco de la CMNUCC para revisar los inventarios de los países desarrollados, y esta es la base para evaluar el avance hacia los objetivos y los compromisos de reducción de las emisiones.⁽⁴⁵⁾ En 2011, la CMNUCC decidió⁽⁴⁶⁾ que los países en desarrollo utilizarían las **96GL** junto con la **GPG2000** y la **GPG2003** para estimar y presentar informes sobre las emisiones y absorciones antropogénicas.⁽⁴⁷⁾ Como consecuencia para REDD+, el marco del inventario en el cual la GFOI realiza sus funciones está definido efectivamente por la **GPG2003**. Por lo tanto, el DMO establece referencias cruzadas con la **GPG2003**. Sin embargo, de conformidad con el

(45) Las decisiones de la COP en la CMNUCC requieren consistencia entre las estimaciones de emisiones y absorciones de los NREF/NRF, IGEEI y REDD+ para que sean evaluadas como requisito para la participación en planes de incentivos.

(46) Véase la **Decisión 4/CP.15** y la Parte III del Anexo III del Acuerdo de Durban con respecto al trabajo del Grupo de trabajo *ad hoc* sobre las acciones cooperativas a largo plazo en el marco de la Convención (**Decisión 2/CP.17**), los países desarrollados usarán las **2006GL**.

(47) En 2015, el Órgano subsidiario para la implementación de la CMNUCC señaló las solicitudes de las partes no incluidas en el Anexo I de capacitación para el uso de las **2006GL**, que podrían ser utilizadas también para REDD+ (**párrafo 29 del documento UNFCCC/SBI/2015/10**).

Acuerdo de París, las orientaciones de referencia son las **2006GL**, de tal forma que el DMO ofrece referencias para las secciones correspondientes de las **2006GL**, su **Suplemento 2013 Humedales** y el **Perfeccionamiento de 2019**.

El concepto de buenas prácticas sustenta la **GPG2003** y las **2006GL**. Según el IPCC, se entiende por buenas prácticas⁽⁴⁸⁾ aquellas que se aplican a los inventarios que contengan «estimaciones sistemáticamente ni excesivas ni escasas con relación al valor real, en la medida en que se pueda determinar, y cuyas incertidumbres se minimicen tanto como sea posible». Si bien no existe un nivel de precisión previamente definido, esta definición trata de maximizar la precisión sin introducir sesgos, dado el nivel de recursos razonablemente disponibles para la elaboración del IGEI. Ese nivel de recursos está implícitamente definido por el proceso internacional de revisión de los inventarios y los procesos de evaluación técnica administrados por la CMNUCC. El concepto de buena práctica abarca también cuestiones transversales pertinentes al desarrollo de los IGEI, incluyendo la recolección de datos, en particular las estrategias de muestreo, la estimación de incertidumbres, la elección metodológica basada en la identificación de las **categorías clave** (p.ej., aquellas que en mayor medida contribuyen al nivel absoluto y a la tendencia en las emisiones y absorciones), la **garantía de la calidad y el control de calidad (GC/CC)**, y la **coherencia de las series temporales**. GC/CC significa, entre otras cosas, verificaciones de la coherencia interna y podría incluir verificaciones de series de datos y estimaciones independientes o, al menos, compiladas de manera independiente (**Sección 1.3.5**).

Las buenas prácticas comprenden los siguientes principios generales:

- ▶ **Transparencia** (documentación suficiente para evaluar en qué medida se han cumplido los requisitos de las buenas prácticas y que incluye una descripción clara de los datos de entrada, los métodos y las hipótesis).
- ▶ **Integridad** (estimación y notificación de todas las categorías pertinentes de emisiones y absorciones para todo el territorio nacional y a través de las series temporales).
- ▶ **Consistencia** (las diferencias entre los años reflejan las diferencias relativas a emisiones o absorciones, y no los cambios en la metodología o en la disponibilidad de datos).
- ▶ **Comparabilidad** (estimaciones de inventarios notificadas en formatos comunes).
- ▶ **Exactitud** (derivada de los métodos diseñados para producir estimaciones sistemáticamente ni excesivas ni escasas con relación al valor real, en la medida en que se pueda determinar, y cuyas incertidumbres se minimicen tanto como sea posible). Esto se refiere tanto a la exactitud como a la precisión.

La **Decisión 14/CP.19**, con respecto a la MNV de las actividades de REDD+, hace alusión a estos términos, a excepción de la comparabilidad, ya que no se ha acordado un formato para notificar y, en el contexto de REDD+, se utiliza el término integridad para indicar que el suministro de información debería ser suficiente para posibilitar la reconstrucción de los resultados.

El uso de datos de teledetección puede requerir especial atención a la consistencia, ya que los satélites quedan fuera de servicio o dejan de funcionar y se sustituyen por otros nuevos, y los medios de utilización de las imágenes evolucionan. Esto puede afectar las series temporales de estimaciones de emisiones y la consistencia con los datos históricos necesarios para establecer los NREF/NRF.. En la GPG2003 y las 2006GL⁽⁴⁹⁾, se ofrecen orientaciones genéricas para mantener la consistencia, y

(48) Véase la **Sección 1.3, GPG2003**, o la **Sección 3 en la Perspectiva general del Volumen 1 de las 2006GL**.

(49) Véase la **Sección 5.6 de la GPG2003 (Coherencia de las series temporales y cambios metodológicos)** o el **Capítulo 5, Volumen 1 de las 2006GL (Coherencia de las series temporales)**.

la **Sección 2.3.8** presenta un resumen de aspectos específicos relativos al SNMF. Las técnicas para mantener la coherencia de las series temporales también se deben aplicar para minimizar el sesgo, incluso frente a fuentes de datos que cambian en el tiempo.

Es probable que los países en desarrollo no dispongan en la actualidad de datos y estimaciones que cumplan a cabalidad con estos principios generales. Entre los aspectos más comunes se incluyen:⁽⁵⁰⁾

- ▶ Falta de datos disponibles para estimar con regularidad los cambios en la superficie forestal y las variaciones de las existencias de carbono. En muchos países, los datos de las existencias de carbono para reservorios de carbono aéreos y subterráneos, se basan a menudo en estimaciones y conversiones utilizando los parámetros y factores predeterminados proporcionados por el IPCC, y muy pocos países tienen la capacidad de suministrar información sobre cinco reservorios de carbono o estimaciones para la combustión de biomasa. Por consiguiente, los inventarios muchas veces están incompletos.
- ▶ Falta de precisión que emana de la dependencia excesiva del dictamen de expertos, en evaluaciones independientes o modelos de estimaciones como fuente de información para elaborar datos de carbono forestal en ausencia de datos nacionales específicos apropiados.
- ▶ Las estimaciones se basan en un solo dato, en mediciones de muestras o en la integración de fuentes de datos heterogéneos, en vez de utilizar un enfoque sistemático y coherente de medición y monitoreo, por lo que no se puede garantizar la consistencia.
- ▶ Falta de experiencia para aplicar la Orientación sobre buenas prácticas del IPCC como enfoque común para la estimación y el monitoreo.
- ▶ Información limitada sobre las fuentes de error y los niveles de incertidumbre de las estimaciones proporcionadas por los países, y sobre los enfoques para analizar, reducir y ocuparse de estos en los informes internacionales.

A pesar del progreso significativo (aunque no necesariamente constante), estos temas aún necesitan consideración. El uso conjunto de datos de teledetección y terrestres, tal como se describe en el DMO, puede ayudar a abordar estos temas en el contexto de las actividades de REDD+.

2.3.1 Categorías y conversiones de la tierra

Los métodos del IPCC requieren la identificación y el rastreo de las tierras gestionadas⁽⁵¹⁾ a través del tiempo y el monitoreo de todas las variaciones en las existencias de carbono y los flujos de GEI conexos. A fin de mejorar las estimaciones de la exactitud, el IPCC ha subdividido las tierras gestionadas en seis categorías principales según su uso predominante (**Tabla 3**). Si bien los términos cobertura de la tierra y uso de la tierra se pueden emplear indistintamente, no son sinónimos. Es reconocido que estas categorías pueden incorporar tipos de cobertura de la tierra, se pueden basar en el uso de la tierra o en una combinación de ambos (p.ej., cobertura de la tierra [bosques, pastizales, humedales] y uso de la tierra [tierras agrícolas, asentamientos]). Las categorías de tierras pueden diferir sensiblemente en términos de existencias de carbono residente y sus dinámicas a través del

(50) **Documento Técnico UNFCCC/TP/2009/1 de la CMNUCC 2009, Costo de la implementación de metodologías y sistemas de monitoreo relativos a las estimaciones de emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques, la evaluación de las existencias de carbono y las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de los cambios en la cubierta forestal, y el aumento de las existencias forestales de carbono.**

(51) Tierra gestionada es la tierra en la cual se han aplicado intervenciones y prácticas humanas para realizar funciones ecológicas o sociales.

tiempo.

Tabla 3: Principales categorías de tierras del IPCC para la notificación de los inventarios de gases de efecto invernadero

Categorías de tierras del IPCC ^a	Descripción
Tierras forestales	Esta categoría incluye todas las tierras de vegetación leñosa, consistente con los umbrales usados para definir tierras forestales en el inventario nacional de GEI, subdivididas en gestionadas y no gestionadas, y también por tipo de ecosistema, conforme a lo especificado en las Directrices del IPCC. ^b También incluye sistemas con vegetación que se sitúan por debajo del umbral usado para la categoría de tierras forestales, pero que se espera que lo excedan.
Tierras agrícolas	Esta categoría incluye tierras cultivables y de labranza, y sistemas agroforestales donde la vegetación se sitúa por debajo de los umbrales usados para la categoría de tierras forestales, coherente con la selección de definiciones nacionales.
Pastizales	Esta categoría incluye praderas y tierras de pastoreo no consideradas como tierras agrícolas. También incluye sistemas con vegetación que se sitúan por debajo del umbral usado para la categoría de tierras forestales y que no se espera que excedan, sin intervención humana, el umbral usado en la categoría de tierras forestales. La categoría también incluye todos los pastizales, desde tierras silvestres, hasta áreas recreacionales, además de sistemas agrícolas y silvopastoriles, subdivididos en gestionados y no gestionados, coherente con las definiciones nacionales.
Humedales	Esta categoría incluye tierras que están cubiertas o saturadas de agua todo el año o gran parte de este (p.ej., turberas) y no se sitúan dentro de las categorías de tierras forestales, tierras agrícolas, pastizales o asentamientos. La categoría se puede subdividir en gestionada y no gestionada de acuerdo con las definiciones nacionales. Incluye embalses como una subdivisión de gestionada y ríos y lagos naturales como subdivisiones de no gestionada.
Asentamientos	Esta categoría incluye toda la tierra desarrollada, incluidas las infraestructuras de transporte y los asentamientos humanos de cualquier tamaño, a menos que ya estén incluidos en otras categorías. Esto debe ser coherente con la selección de definiciones nacionales.
Otras tierras	Esta categoría incluye el suelo desnudo, rocas, hielo y todas aquellas zonas que no estén incluidas en ninguna de las otras cinco categorías. Permite que el total de las superficies de tierra identificadas coincida con la superficie nacional de la que se tienen datos.

a. Las definiciones de categoría se encuentran en la Sección 2.2 en la GPG2003.

b. Los tipos de ecosistemas forestales a los que se hace referencia son, para ecosistemas tropicales: húmedo; húmedo con temporadas secas breves; húmedo con temporadas secas prolongadas; seco; húmedo de montaña; seco de montaña.

Una ulterior estratificación para mejorar la exactitud se basa en el historial de uso de la tierra (es decir, rastreando el uso a través del tiempo) reconociendo que cualquier tierra que esté en fase de conversión de un uso a otro (p.ej., tierras forestales convertidas en tierras agrícolas) tiene considerablemente diferentes niveles de existencias de carbono residente, así como significativamente diferentes dinámicas en las existencias de carbono, en comparación con las que tienen el mismo uso a través del tiempo (p.ej., tierras forestales que permanecen como tal o un terreno agrícola que permanece como tal). La **Tabla 4** exhibe las categorías de uso de la tierra estratificadas de acuerdo con el uso a través del tiempo, y los códigos convencionales utilizados para cada una de ellas.

Tabla 4: Conversión y definiciones de uso de la tierra según las buenas prácticas del IPCC

Categorías de tierras que permanecen como tal	Categorías de tierras convertidas
FF = Tierras forestales que permanecen como tal	LF = Tierras convertidas en tierras forestales

Categorías de tierras que permanecen como tal	Categorías de tierras convertidas
CC = Tierras agrícolas que permanecen como tal	LC = Tierras convertidas en tierras agrícolas
GG = Pastizales que permanecen como tal	LG = Tierras convertidas en pastizales
WW = Humedales que permanecen como tal	LW = Tierras convertidas en humedales
SS = Asentamientos que permanecen como tal	LS = Tierras convertidas en asentamientos
OO = Otras tierras que permanecen como tal	LO = Tierras convertidas en otras tierras

En general, la notificación de conformidad con las seis categorías de uso de la tierra del IPCC (**Tabla 3**) y los cambios entre ellas (**Tabla 4**) no se puede lograr solamente sobre la base de observaciones por teledetección. También se requieren normas para la **atribución** en base a la ubicación espacialmente explícita y a datos auxiliares (p.ej., clima, ecosistema, tipo de manejo, accesibilidad) y se puede informar a través de **series temporales densas** para establecer, por ejemplo, si la pérdida de cobertura forestal se debe a la deforestación (cambio de uso de la tierra) o es temporal (sin cambio de uso de la tierra porque se espera que los árboles del bosque sean replantados o regenerados). En otras palabras, la cobertura de la tierra puede cambiar temporalmente sin cambios en el uso de la tierra, lo que puede fundamentar esquemas específicos de estratificación a nivel nacional, que después se clasifican en las clases del IPCC de acuerdo con las definiciones nacionales.

El método utilizado para determinar las áreas de uso de la tierra y el cambio de uso de la tierra debería ser capaz de representar las tierras de conformidad con las definiciones aplicadas por el país, y de asegurar que las pequeñas pérdidas o adiciones de superficies forestales que podrían llevar a que estas entrecrucen la definición de superficie forestal no produzcan sesgos en las estimaciones de emisiones y absorciones para las actividades.

En algunos casos, la resolución espacial de los mapas existentes o de las unidades de muestra puede ser superior que las definiciones utilizadas para describir algunas de las categorías de uso de la tierra (p.ej., si la definición de tierra forestal aplicada por un país incluye una superficie mínima de, digamos, una hectárea [ha], pero los datos disponibles sobre los usos de la tierra tienen una UCM de 5 ha). Esto podría llevar a una situación donde:

- ▶ pequeñas superficies de una o más categorías de uso de la tierra se reportan bajo otra categoría;
- ▶ superficies de cambio de uso de la tierra están excesiva o escasamente estimadas.

En estos casos, el Perfeccionamiento de 2019 sugiere que es buena práctica evaluar el grado de notificación escasa o excesiva y, en su caso, complementar los resultados con **ulteriores muestras** o **información auxiliar** (p.ej., confines de las concesiones, subsidios para cambio de uso de la tierra o gestión de la tierra) que reflejan las definiciones escogidas para validar los resultados y/o corregir estos errores.

2.3.2 Notificación basada en la actividad y basada en la tierra

Todas las emisiones y absorciones de GEI de las existencias de carbono notificadas en un IIGEI producido con metodologías del IPCC se basan en la identificación y el rastreo de la tierra, y esta tierra es la base a la cual se asocian los flujos de GEI.⁽⁵²⁾ Esto significa que cualquier emisión o absorción de CO₂ que ha ocurrido en la tierra gestionada se debe incluir en el IIGEI ya que la atmósfera responde al balance neto de todas las emisiones y absorciones de CO₂ (es decir, las pérdidas en las existencias de carbono son funciones de las ganancias en las existencias de carbono acumuladas a través del tiempo,

(52) Se suele suponer que la tierra se mantenga en una categoría de tierra convertida por 20 años después del año en el cual se ha producido esta conversión a un nuevo uso. Esta hipótesis se puede distender a niveles más altos, cuando sea apropiado para las circunstancias nacionales (véanse las Directrices del IPCC 2006).

así como las ganancias en las existencias de carbono son funciones de las pérdidas en las existencias de carbono de la tierra asociada con la actividad previamente ocurrida que, en la práctica, ha causado un rejuvenecimiento del reservorio de carbono).

Sin embargo, los países podrían estar interesados en monitorear e informar los flujos de GEI de actividades humanas específicas que puedan impactar una fracción del uso de la tierra nacional (p.ej., conservación del bosque sobre una fracción del patrimonio forestal en su totalidad) o impactar más de una única categoría de uso de la tierra a través del tiempo (p.ej., tierra deforestada a tierra agrícola) o, en fin, que tenga un plazo de tiempo limitado. En cualquier caso, o para cualquier actividad, se aplica el principio de simetría y se deben monitorear y notificar tanto las ganancias como las pérdidas.

Si múltiples actividades impactan la misma unidad de tierra, cobra nuevamente importancia el mismo problema de la atribución que llevó al IPCC a optar por una categorización basada en la tierra de los sumideros y fuentes. De tal forma, si bien el marco de notificación se podría basar en la actividad, la segregación de las actividades entre las tierras, o la notificación basada en la tierra de los resultados netos de todas las actividades que se realizan en cualquier unidad de tierra, es la forma de asegurar una cuantificación precisa de lo que experimenta la atmósfera como resultado de la actividad o las actividades y, por tanto, de lograr una plena coherencia entre la notificación de la actividad o actividades y las estimaciones nacionales de GEI.

La descripción de las actividades de REDD+ y la discusión sobre el uso de los métodos del IPCC para estimar las emisiones y absorciones asociadas a estas (**Sección 2.5**) dan lugar a los requisitos de datos de la actividad especificados en la **Tabla 5**.

Tabla 5: Principales requisitos de datos de la actividad para las actividades de REDD+

1	Superficies de bosque primario, bosque natural modificado, y bosque plantado ^a , subestratificados cuando sea necesario por tipo de bosque y régimen de gestión.
2	Conversión anual desde bosque primario, bosque natural modificado y bosque plantado a usos de tierras forestales (tierras agrícolas, pastizales, humedales, asentamientos, otras tierras).
3	Transferencia anual desde bosque primario a bosque natural modificado y bosque plantado.
4	Transferencia anual desde bosque natural modificado a bosque plantado.
5	Conversión anual desde usos de tierras no forestales a bosque plantado o expansión natural dentro de superficies de tierras gestionadas.

a. Estos son los tipos de bosques utilizados en la discusión metodológica ya que corresponden con la presentación de informes respecto a la FRA. Los países pueden adoptar otras estratificaciones que se ajusten a las circunstancias nacionales (p.ej., un bosque natural puede también ser reportado como bosque secundario).

Recuadro 12: Uso de la tierra y actividades de REDD+

Los Acuerdos de Cancún identifican cinco actividades de REDD+: a) la reducción de las emisiones debidas a la deforestación; b) la reducción de las emisiones debidas a la degradación forestal; c) la conservación de las reservas forestales de carbono; d) la gestión sostenible de los bosques; e) el incremento de las reservas forestales de carbono. La GPG2003 se refiere a seis categorías de uso de la tierra, a saber, tierras forestales, tierras agrícolas, pastizales, humedales, asentamientos y otras tierras. La relación entre las actividades de REDD+ y las categorías de uso de la tierra del IPCC es la siguiente:

- ▶ La deforestación es una actividad que convierte las tierras forestales a otros usos de la tierra (p.ej., tierras forestales convertidas en tierras agrícolas, tierras forestales convertidas

en pastizales gestionados, tierras forestales convertidas en humedales gestionados, tierras forestales convertidas en asentamientos, tierras forestales convertidas en otras tierras).

- ▶ La degradación, la conservación de las existencias forestales de carbono y la gestión forestal sostenible son actividades que ocurren dentro de las tierras forestales que no se convierten a ningún otro uso de la tierra, es decir, que permanecen como tal.
- ▶ El aumento de las existencias de carbono en bosques puede ocurrir dentro de las tierras forestales que permanecen como tal, o mediante la conversión de otros usos de la tierra en tierras forestales (es decir, tierras de cultivo convertidas en tierras forestales, pastizales gestionados convertidos en tierras forestales, humedales gestionados convertidos en tierras forestales, asentamientos convertidos a tierras forestales, otras tierras convertidas en tierras forestales).

La GPG2003 considera la deforestación como la suma de las conversiones de tierras forestales a otros usos de la tierra. Como hipótesis predeterminada, cuando la tierra se convierte a otro uso de la tierra, permanece en la categoría de tierra convertida por 20 años. Por lo tanto, hipotéticamente, las estimaciones de la deforestación deben representar la suma de emisiones que ocurren en el año de la conversión desde bosque hacia otro uso de la tierra, y cualquier reducción en las emisiones y absorciones (p.ej., debida a las variaciones en el carbono del suelo o la regeneración de biomasa en usos no forestales de la tierra posteriores) por los siguientes 20 años. Los países pueden optar por alejarse del enfoque mencionado por tres razones. En primer lugar, es posible que los países aún no tengan la capacidad de rastrear el uso de la tierra no forestal. En este caso, si las estimaciones se basan únicamente en el año de conversión, estas omitirán las absorciones posteriores provenientes de la regeneración o las emisiones derivadas de la pérdida de carbono del suelo. A medida que mejora la capacidad de rastreo, podría ser posible incluir la reducción de emisiones y absorciones. En segundo lugar, en el caso de conversión del bosque que estaba creciendo sobre suelos orgánicos que posteriormente son drenados, los países pueden optar por seguir considerándolas como emisiones derivadas de la deforestación, mientras continúan en drenaje, incluso después del período de 20 años. Y en tercero, los países podrían optar, en algún momento, por reasignar la tierra a diversas actividades de REDD+, probablemente a consecuencia de los cambios en la metodología o en las políticas. En cualquier caso, los países deben asegurarse de que las estimaciones de emisiones y absorciones de REDD+, y la estimación del NREF/NRF utilicen los mismos métodos (**Sección 2.5**) y que las emisiones y absorciones de cualquier categoría de tierra no se contabilicen más de una vez si bien una tierra puede albergar más de una actividad de REDD+.

Para los países que realizan un seguimiento de las tierras y/o que realizan la transición a una contabilización completa del uso de la tierra, las dificultades en la presentación de informes se volverán más obvias a medida que se basen en series temporales más densas y más largas de datos sobre cambios en el uso de la tierra. Ni las decisiones de REDD+ de la CMNUCC, ni las de la GPG2003 describen cómo asignar tierras y emisiones/absorciones para las actividades de REDD+ en circunstancias donde existen (múltiples) cambios de uso de la tierra (o múltiples actividades de REDD+) a través del tiempo pero, para evitar la doble contabilización y la omisión de emisiones y absorciones para países que rastrean los usos de la tierra, el DMO recomienda:

- ▶ en su caso, desarrollar subcategorías bajo las categorías de uso de la tierra relevantes del IPCC para permitir informes transparentes y coherentes, cuando una tierra bajo actividades de REDD+ tiene un uso diferente al de la categoría de uso de la tierra

correspondiente del IPCC;

- ▶ establecer y documentar reglas para la elaboración de informes que describan bajo qué emisiones y absorciones de uso de la tierra serán presentados.

Los países deben asegurarse que el seguimiento de las tierras entre las categorías de usos de la tierra del IPCC y/o las actividades de REDD+ no conduzca a estimaciones de emisiones o absorciones sesgadas (p.ej., mediante inclusión o exclusión selectiva o mediante informes parciales de las variaciones en las existencias de carbono). Ulteriores recomendaciones sobre el rastreo total de tierras y eventos que conlleven a múltiples cambios de uso de la tierra, o las actividades de REDD+ a través del tiempo, se pueden consultar en el **Capítulo 5**.

2.3.3 Estratificación

Cuando se haya identificado y cuantificado el uso de la tierra y la conversión del uso de la tierra, es necesario considerar la capacidad y la necesidad de una estratificación adicional. Estratificación es el proceso de desagregación de una categoría de uso de la tierra (p.ej., tierra forestal, tierra agrícola, pastizal) en subdivisiones lógicas típicamente homogéneas (p.ej., bosque tropical/seco, tipos de cultivo, pastizales mejorados o no mejorados). Este proceso se utiliza, en general, para reducir el costo de los inventarios sobre el terreno. La estratificación puede también reducir la incertidumbre de las estimaciones de emisiones y absorciones en la medida en que sea útil para (IPCC, 2019):

- ▶ estimar las emisiones y absorciones para subcategorías clave de uso de la tierra;
- ▶ permitir la adaptación de métodos específicos o de procesos de recolección de datos en diferentes estratos. Por ejemplo, debido a las condiciones climáticas y a los efectos de la nubosidad, es mucho más difícil medir la tierra forestal convertida a otros usos de la tierra utilizando datos de teledetección multispectral en bosques secos fragmentados que en bosques tropicales húmedos contiguos;
- ▶ rastrear las áreas bajo conversión a través del tiempo, especialmente para abordar los cambios subsiguientes;
- ▶ ayudar en el manejo de las incertidumbres y planear mejoras continuas del inventario;
- ▶ aumentar la flexibilidad en la notificación de los datos monitoreados, por ejemplo, la efectividad de las políticas adaptadas a estratos específicos (p.ej., tipos de bosque, tipo de riesgo).

Cuando procede, puede hacerse una estratificación para distinguir entre tierra gestionada y no gestionada en las diferentes categorías, a fin de cumplir con el requisito de incluir solamente las emisiones y absorciones antropogénicas utilizando la variable sustitutiva de tierra gestionada (véase el **Documento técnico de 2010 del IPCC “Revisión de la utilización de tierras gestionadas como alternativa para estimar las emisiones y absorciones antropogénicas nacionales”**). La GPG2003 presume que todas las emisiones y absorciones en tierras gestionadas son antropogénicas. Si bien este enfoque para separar las emisiones y absorciones naturales y antropogénicas es una variable sustitutiva, en general, es el único enfoque practicable. Los asentamientos y las tierras agrícolas son por definición gestionados, y puede ser que todas las tierras en otras categorías sean consideradas como gestionadas. Estratificación no necesariamente significa la utilización de mapas, si bien en general se utilizan datos espacialmente explícitos (p.ej., parcelas del INF georreferenciadas). Puede realizarse en base a datos de teledetección o terrestres, o mediante la combinación de ambos. El estrato debe ser lo suficientemente distintivo para poder ser identificable y los límites de este pueden cambiar en el tiempo (p.ej., si los límites de la perturbación se desplazan hacia áreas de bosque previamente intacto). En la estratificación se utiliza información como la densidad de la población (p.ej., volumen, biomasa o carbono) y mapas especializados tales como suelo, tipo de terreno, topografía, aspecto, especies arbóreas predominantes o grupos de especies). Sin embargo, a no ser que los datos de la superficie de uso de la tierra y de la estratificación sean espacialmente explícitos (Método 3), puede ser necesaria la formulación de normas para la asignación a los estratos (IPCC, 2019). Se puede encontrar ejemplos de procesos de estratificación en McRoberts *et al.* (2002) and Olofsson *et al.* (2013).

La estimación de la degradación de los bosques, y las actividades adicionales de REDD+⁽⁵³⁾ pueden necesitar datos de mejor resolución (espacial y temporalmente) que los utilizados actualmente por los países. El desarrollo de las capacidades a nivel nacional puede ayudar a aprovechar los avances

(53) Específicamente, conservación de las existencias forestales de carbono, gestión forestal sostenible y aumento en las existencias forestales de carbono.

técnicos en la medida en que estén disponibles (p.ej., actualmente es muy difícil detectar cambios en la cubierta de copas asociados con la degradación). Como tal, la información auxiliar sobre la cosecha, ya sea legal o no, y otras perturbaciones podría ayudar en gran medida en la clasificación de las superficies degradadas a partir de teledetección. La probabilidad de perturbaciones antropogénicas también puede ser la base para la estratificación. La identificación de áreas con alto riesgo de deforestación puede ayudar en el diseño de **sistemas de alerta temprana**.

En este contexto, los países pueden encontrar que las clasificaciones nacionales de la tierra cambian a través del tiempo a medida que cambian las circunstancias del país y que existen datos más detallados de la actividad y factores de emisiones/absorciones. En algunos casos, la estratificación se elabora con la incorporación de factores de emisiones y absorciones más detallados. En otros, se establecerán nuevos sistemas de estratificación cuando los países implementen nuevos inventarios forestales o cambios al procesamiento de los datos de teledetección. Cuando se dan cambios en el sistema de estratificación, los países podrían mantener la **coherencia de las series temporales** recalculando totalmente la estimación de las series temporales con ayuda de la nueva estratificación.

2.3.4 Métodos

El IPCC distingue dos métodos para estimar las emisiones y absorciones de CO₂ asociadas con las tasas anuales de variaciones en todos los reservorios de carbono. Estos son:

- ▶ el método de ganancias-pérdidas⁽⁵⁴⁾ (que estima las emisiones y/o absorciones anuales de maneras separada y directa a partir de los procesos a los cuales estas están asociadas);
- ▶ el método de diferencias de existencias⁽⁵⁵⁾ (que estima las emisiones y absorciones anuales netas a partir de la diferencia en las existencias totales de carbono en dos momentos dados, divididos por el número de años transcurridos).

Los métodos del IPCC se aplican a nivel de los diferentes **reservorios de carbono** dentro de los estratos identificados y las emisiones y absorciones sumadas. Las estimaciones de las existencias de carbono, para el método de diferencias de existencias, se calculan a partir de reiteradas mediciones sobre el terreno de las variables de los bosques como parte de un INF (**Sección 3.2.1**) o datos de encuestas equivalentes. El IPCC advierte que el método de diferencias de existencias suministra buenos resultados cuando hay relativamente grandes aumentos o reducciones en la biomasa estimada, o donde existan **INF** estadísticamente rigurosos.⁽⁵⁶⁾ Ya que muchos países no cuentan con un INF, o pueden no tener un INF con un diseño estadístico adecuado y que estos INF, por sí mismos, no rastrean o trazan mapas de las actividades de REDD+, la recomendación del DMO se centra más en el método de ganancias-pérdidas, advirtiendo que este método requiere datos terrestres que pueden provenir de un INF.

El método de ganancias-pérdidas calcula las emisiones y absorciones anuales de CO₂ de los reservorios de carbono como la suma de ganancias-pérdidas ocurrida a lo largo del año. Esto se puede lograr a través de factores de variaciones de las existencias de carbono, a los que en lo sucesivo nos referiremos simplemente como factores de emisiones/absorciones, y datos de la actividad, o por el uso de modelos representativos y de sistemas integrados más sofisticados (**Sección 2.4**). La mayoría de

(54) Para el método de ganancias-pérdidas véase la **Ecuación 3.1.1 en la GPG2003** o la **Ecuación 2.7 en el Volumen 4 de las 2006GL**.

(55) El método de diferencias de existencias se define método de variaciones de existencias en las 2006GL. Para el método de diferencias/variaciones de existencias véase la **Ecuación 3.1.2 en la GPG2003** o la **Ecuación 2.8 en el Volumen 4 de las 2006GL**.

(56) Véase la **página 3.25 de la GPG2003**, o la **página 2.13 en el Volumen 4 de las 2006GL**.

los puntos siguientes se relaciona con el uso de los factores de emisiones/absorciones y la actividad, a través de los cuales se calculan las variaciones en los reservorios de carbono como el producto de una superficie de tierra y de un factor de emisión/absorción que describe la tasa de ganancia o pérdida en cada reservorio por unidad de superficie.

Para estimar emisiones y absorciones utilizando este método, los países necesitan datos de la actividad (es decir, información con respecto al alcance de las actividades de REDD+).⁽⁵⁷⁾ Los datos de la actividad, combinados con los factores de emisiones y absorciones y otros parámetros, generalmente expresados por unidad de superficie, se utilizan para estimar las emisiones y absorciones. Los datos de la actividad en general provienen de datos de teledetección y corresponden a estratos basados en tipos y condiciones de bosques, prácticas de gestión o historial de perturbaciones. Los **datos auxiliares** pueden apoyar la confirmación de dichos estratos.

Para las conversiones de bosque a otros usos de la tierra que se agregan a la estimación de la deforestación total, el método de ganancias-pérdidas multiplica las superficies de cambio de uso de la tierra por la diferencia en la densidad de carbono entre el bosque y el nuevo uso de la tierra. Para las tierras forestales que permanecen como tal, el método de ganancias-pérdidas estima las variaciones anuales en las existencias de carbono de la biomasa aérea como la diferencia del incremento anual neto⁽⁵⁸⁾ debido al crecimiento y la disminución anual derivadas de pérdidas ocasionadas por procesos como el aprovechamiento comercial, la extracción de combustible de madera⁽⁵⁹⁾ y otras perturbaciones como incendios y plagas (**Capítulo 3.2 de la GPG2003**; Cienciala *et al.*, 2008). El cotejo de datos sobre ganancias y pérdidas puede ser útil para el análisis de la gestión y del escenario de las políticas. El balance de ganancias y pérdidas (es decir, el cambio neto) se puede estimar también a partir de parcelas de muestra que, idealmente, han sido colocadas en las clases de datos de la actividad de interés utilizando un diseño probabilístico. Se deberían utilizar con mucho cuidado los datos obtenidos de la investigación o de otras parcelas, ya que podrían no caracterizar la clase, tal y como la presume el método.

La elección entre un método de ganancias-pérdidas o de diferencias de existencias en el nivel apropiado⁽⁶⁰⁾ depende del dictamen de expertos, tomando en consideración el estado de los sistemas de inventarios nacionales y las características de los bosques. La **Figura 3** resume estas opciones reconociendo que, aunque no se utilice directamente para estimar las emisiones y absorciones asociadas con las actividades de REDD+, un INF, donde sea que haya uno, podría suministrar datos potencialmente útiles para aplicar el método de ganancias-pérdidas, de modo que los enfoques sean,

(57) Las actividades de REDD+ se identifican en el **Párrafo 70 de la Decisión 1/CP.16**.

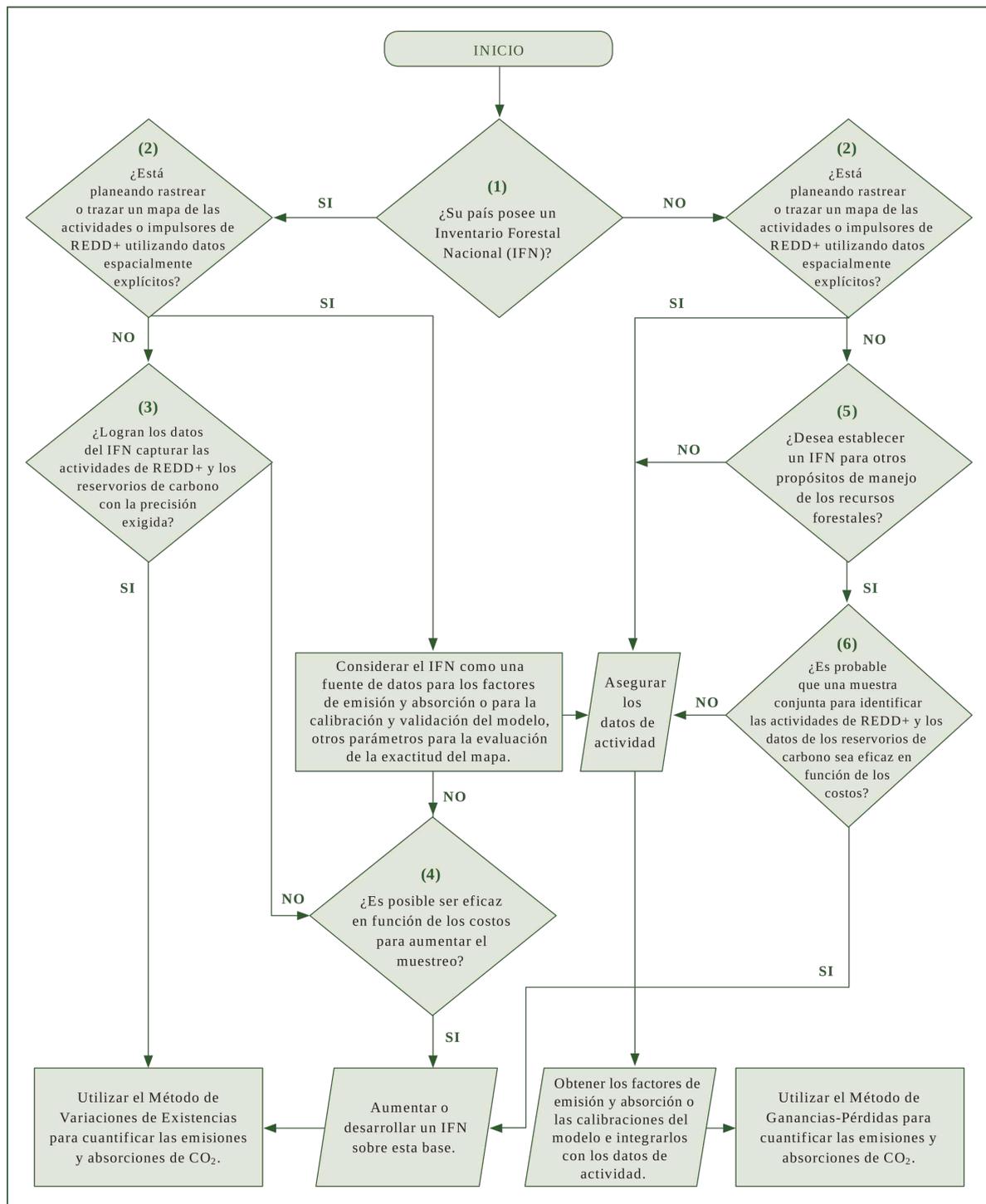
(58) Al neto de la mortalidad.

(59) Para otros datos auxiliares tales como entrada de registros para procesar la planta junto con un estimado de pérdidas intermedias que también pueden ser relevantes.

(60) Debido a los requisitos de datos, el método de variaciones de existencias no es adecuado para el Nivel 1.

en ese sentido, complementarios.

Figura 3: Selección de métodos para estimar emisiones y absorciones de CO₂ en base a los datos disponibles



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:

Punto de decisión 1: ¿Su país posee un inventario nacional forestal (INF)?

Un INF es un sistema basado en muestras que se actualiza de manera periódica, que abarca todas las tierras dentro de un país, con el fin de suministrar información sobre la situación de los recursos forestales de un país. Si los datos de un INF se han recolectado de forma consistente en más de un momento dado, se pueden utilizar para calcular directamente las variaciones de las

existencias de carbono en dos momentos diferentes, y se pueden usar para estimar los factores de emisiones y absorciones.

Punto de decisión 2: ¿Está planeando rastrear o trazar un mapa de las actividades o impulsores de REDD+ utilizando datos espacialmente explícitos?

Trazar mapas utilizando datos espacialmente explícitos es ventajoso para comprender la relación entre las actividades e impulsores de REDD+ (p.ej., para el análisis de las políticas).

Punto de decisión 3: ¿Logran los datos del INF capturar las actividades de REDD+ y los reservorios de carbono con la precisión exigida?

Es poco probable que los diseños de muestreo existentes en los INF se puedan optimizar para estimar actividades de REDD+ tales como la deforestación o la degradación forestal, o los reservorios de carbono dentro de áreas sujetas a cambios de uso de la tierra, ocasionando el aumento en las incertidumbres para estimar las emisiones y absorciones. Un análisis de las categorías clave es útil para poder evaluar si los datos de los INF están capturando las actividades de REDD+ y las existencias de carbono con la precisión necesaria.

Punto de decisión 4: ¿Es posible ser eficaz en función de los costos para aumentar el muestreo?

Si no se logra la precisión requerida, podría ser necesario aumentar el muestreo. Aunque un INF para todo un país puede ser recomendable, a menudo es logísticamente complejo y costoso para países grandes, especialmente aquellos con extensas superficies boscosas no comerciales. El aumento del tamaño de la muestra se puede considerar eficaz en relación a los costos si ahorra recursos relativos a métodos alternativos, o no implica un gasto adicional desproporcionado dado el beneficio previsto.

Punto de decisión 5: ¿Desea establecer un INF para otros propósitos de manejo de los recursos forestales?

Se deben considerar los amplios beneficios a obtener a partir de un INF en la evaluación de la relación costo-eficacia y otros procesos decisorios más amplios.

Punto de decisión 6: ¿Es probable que una muestra conjunta para identificar los datos de las actividades de REDD+ y de los reservorios de carbono sea eficaz en función de los costos?

Un paso se puede considerar eficaz en relación a los costos si ahorra recursos relativos a métodos alternativos, o no implica un gasto adicional desproporcionado dado el beneficio previsto. El método de ganancias-pérdidas se puede implementar a través de los datos predeterminados de factores de emisiones/absorciones de las directrices y orientaciones del IPCC (Nivel 1), o a partir de datos de relevancia nacional de muestreos, inventarios forestales o en combinación con otros datos terrestres tales como sitios de investigación extensiva (Niveles 2 o 3); advirtiendo las **consideraciones para utilizar los datos existentes**. Los factores de emisiones/absorciones no representan necesariamente algún punto específico sobre el terreno, sino que se aplican a diversos estratos. Los factores de emisiones/absorciones se pueden aplicar en un único momento dado (p.ej., pérdidas de biomasa durante un fenómeno de deforestación) o durante períodos más largos que permitan representar las ganancias o pérdidas de carbono que se produzcan (p.ej., las pérdidas de carbono del suelo o las ganancias de carbono debidas al rebrote de los bosques). Los factores de emisiones/absorciones deberían ser representativos de la escala espacial y temporal en la cual se aplican. El uso de factores de emisiones/absorciones puede representar un paso intermedio hacia sistemas del Nivel 3, los cuales son más complejos pero, cuando se implementan adecuadamente, ofrecen la ventaja de representar mejor las relaciones entre reservorios y un mejor detalle espacial.

2.3.5 Enfoques

El IPCC describe tres enfoques para la representación coherente de las tierras (**Recuadro 13**):

- ▶ El **Enfoque 1** no es espacialmente explícito⁽⁶¹⁾ y simplemente utiliza superficies netas asociadas al uso de la tierra.
- ▶ El **Enfoque 2** ofrece la matriz de cambios entre usos de las tierras.
- ▶ El **Enfoque 3** es geográficamente explícito y permite la trazabilidad de los cambios de uso de la tierra en el tiempo y es apto para situaciones donde el uso de la tierra es dinámico, con múltiples cambios en la cubierta o en su uso en el tiempo.

Es probable que para aprovechar al máximo las ventajas de los Enfoques 2 y 3 se utilicen datos de teledetección. La mayoría de países que presentan informes a REDD+ necesitan utilizar, al menos, el Enfoque 2 y muchos de ellos tienden al Enfoque 3 que permite actividades de trazabilidad geográficamente explícitas e impulsores para apoyar la estimación de emisiones y absorciones de GEI, y en el contexto de la financiación en base a los resultados y para facilitar los mecanismos de distribución de los beneficios.⁽⁶²⁾ Esto puede acarrear consecuencias para la **coherencia con los inventarios nacionales de GEI** que necesitan ser considerados al establecer los **objetivos y el alcance** durante la fase de diseño del SNMF.

Los enfoques 2 y 3 ofrecen diferentes niveles de detalle y, por tal razón, es necesario adaptar los métodos para estimar las emisiones y absorciones (p.ej., las ganancias-pérdidas o las diferencias de existencias) a la disponibilidad de datos sobre el uso de la tierra. Al considerar las formas de aplicar los métodos para estimar las emisiones y absorciones de GEI utilizando datos de la actividad provenientes de diferentes enfoques, es importante diferenciar entre:

- ▶ las emisiones y absorciones que ocurren durante el año de la actividad, por ejemplo incendios o pérdida de biomasa causada por la cosecha o la corta a hecho y emisiones provenientes del drenaje de suelos orgánicos y absorciones producidas por el crecimiento del bosque;
- ▶ el desfase de las emisiones/absorciones que podría ocurrir durante varios años después de producirse una actividad o uso de la tierra, por ejemplo, la regeneración del bosque, la descomposición/acumulación de materia orgánica en el suelo o la descomposición de las existencias de carbono en productos forestales.

Los datos del Enfoque 2 permiten el uso de métodos de estimación que toman en cuenta las emisiones y absorciones tanto durante el año de la actividad como la reducción de emisiones y absorciones de actividades pasadas. Los datos del Enfoque 2 se pueden utilizar con cualquier combinación de factores de emisiones de los Niveles 1 y 2 o de modelos del Nivel 3. El Enfoque 2 no permite rastrear múltiples cambios (> 2) en el uso de la tierra en una única unidad de superficie a través del tiempo. De tal forma, al utilizar el Enfoque 2 es buena práctica estratificar la tierra en clases apropiadas de edad o condición que puedan tratar con estos aspectos. Por ejemplo, al utilizar los métodos del Nivel 1 en la tierra forestal, la estratificación en tierra forestal joven (menos de 20 años) y bosques maduros (más de 20 años), puede mejorar la precisión de las estimaciones de cambio de uso de la tierra que suceden en la tierra forestal. De la misma forma, una estratificación en tipos de bosques o clases de condiciones puede mejorar la precisión de las estimaciones de GEI, ya que la conversión de un bosque maduro en

(61) Espacialmente explícito significa tener un emplazamiento que puede ser identificado sobre el terreno utilizando coordenadas geográficas y se aplica a los sitios de muestreo específicos y a mosaicos exhaustivos obtenidos de datos de teledetección continuos.

(62) Como tal, en el DMO no se ofrecen recomendaciones sobre el Enfoque 1. Consúltese el **Capítulo 3, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019) si se desea más información sobre el Enfoque 1.

general produce mayores pérdidas en las existencias de carbono y en las emisiones de GEI asociadas que la conversión a bosque o plantación joven gravemente perturbada.

El Enfoque 3 utiliza series temporales de datos por unidad de superficie para capturar los múltiples cambios en el uso de la tierra que se pueden aplicar con cualesquiera métodos de estimación del Nivel, advirtiendo que la combinación del Enfoque 3 y el Nivel 3 puede aumentar la complejidad de los sistemas de modelización para estimar las emisiones y absorciones. Si bien es posible utilizar diferentes métodos para estimar las emisiones en enfoques espacialmente explícitos, es importante asegurar la aplicación coherente de todos los métodos de estimación. Para algunos reservorios de carbono, como la biomasa, la utilización de diferentes métodos y modelos para diferentes usos de la tierra o subdivisiones de usos de la tierra (p.ej., tipo de bosque) no crea inconsistencias. Sin embargo, otros reservorios, en particular de carbono del suelo, requieren que los métodos de estimación sean coherentes. Por ejemplo, si se están utilizando dos o más métodos para estimar las variaciones en el carbono del suelo para diferentes usos de la tierra, las existencias y las variaciones estimadas en las existencias se deben manejar con coherencia cuando cambia el uso de la tierra. Si se están aplicando varios métodos para estimar las variaciones en las existencias de carbono en y entre usos de la tierra, es buena práctica describir la forma en que estos modelos funcionan coherentemente a través de los usos de la tierra. Para los métodos de ganancias-pérdidas del Enfoque 3, la cantidad de información y los cambios en el uso de la tierra a través del tiempo a menudo vuelven difícil utilizar hojas de cálculo para estimar las emisiones y absorciones. En general se utilizan métodos avanzados que usan herramientas de integración Brack *et al.*, 2006; Kurz and Apps, 2006) en estas circunstancias. Estas herramientas estiman las emisiones y absorciones para cada unidad de superficie específicamente identificada, asignando la unidad a una categoría de uso de la tierra del IPCC, y después se suman los resultados para la presentación del informe.

Recuadro 13: Enfoques de representación coherente de las tierras

- ▶ **Enfoque 1** – representa los totales de la superficie de uso de la tierra dentro de una unidad espacial definida, que a menudo se define por límites políticos, como un país, provincia o municipio.
- ▶ **Enfoque 2** – la característica esencial de este enfoque es que proporciona una evaluación de las ganancias y pérdidas brutas en el área de categorías específicas de uso de la tierra y lo que representan estas conversiones (es decir, cambios de/hacia una categoría). Por lo tanto, el Enfoque 2 se diferencia del Enfoque 1 en que incluye información sobre conversiones entre categorías, pero no realiza un seguimiento de esos cambios a lo largo del tiempo.
- ▶ **Enfoque 3** – la característica fundamental que define este enfoque es que es coherente y explícito tanto espacial como temporalmente. Los métodos basados en muestras, basados en encuestas y continuos pueden considerarse el Enfoque 3, según el diseño del programa de muestreo/cartografía y la forma en que se procesan y analizan los datos.

Consúltense el **Capítulo 2 de la GPG2003**, o el **Capítulo 3 del Volumen 4 de las 2006GL**.

2.3.6 Niveles

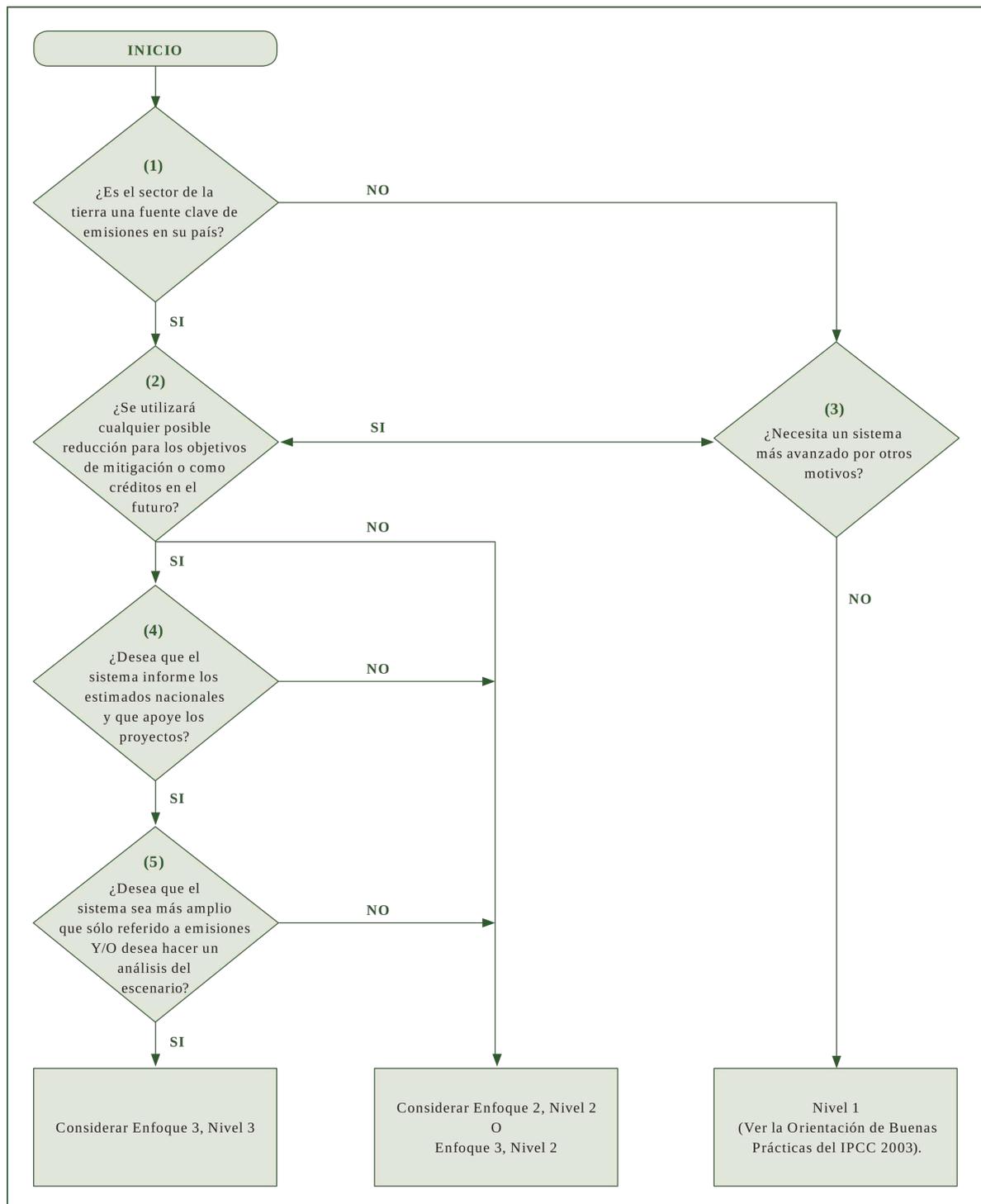
El IPCC describe métodos con tres grados de detalle llamados niveles, advirtiendo que se pueden estimar las variaciones en las existencias de carbono utilizando factores de emisiones (Nivel 1 y 2), modelos (método de ganancias-pérdidas del Nivel 3) o mediciones directas (diferencias de existencias del Nivel 3), o por cualquier combinación lógica y coherente de estos tres métodos. El **Recuadro 14** resume la definición de niveles en base de la descripción proporcionada en la GPG2003. El Nivel 1 se denomina también método por defecto, y las directrices del IPCC están orientadas a suministrar la información que todo país necesita para implementar el Nivel 1, incluidos los factores de emisiones y absorciones y la orientación sobre la manera de obtener datos de la actividad. Por lo general, el Nivel 2 utiliza la misma estructura matemática del Nivel 1, pero los países deben aportar datos específicos de sus circunstancias nacionales. En general, se necesitan **observaciones terrestres** para estimar los valores necesarios si es que estos no existen. Los métodos del Nivel 3 suelen ser más complejos y, generalmente, conllevan modelización y datos de alta resolución relativos al uso de la tierra y a los cambios de uso de la tierra. El IPCC confía en que los métodos de los niveles más altos (es decir, Nivel 2 o 3) sean aplicados para las **categorías clave**, a menos que el proceso de recolección de datos para este fin ponga en riesgo significativo los recursos necesarios para otras categorías clave; en tal caso se pueden ofrecer estimaciones del Nivel 1.

Para la elaboración de informes nacionales de GEI, se puede utilizar una combinación de niveles, a menudo, los Niveles 1 y 2, y cualquier combinación de niveles y enfoques. La experiencia para desarrollar estimaciones nacionales de emisiones de GEI sugiere que incluso un sistema que es en general Nivel 3, utiliza factores de emisiones/absorciones de los Niveles 1 y 2 para algunos componentes. Por ejemplo, todos los sistemas que operan en el Nivel 3 calculan las emisiones de dióxido de carbono y de metano a partir de modelos utilizados para incendios pero, generalmente, utilizan factores de emisiones/absorciones para estimar emisiones de óxido de nitrógeno asociadas a incendios forestales y a la tala y quema (Kurz *et al.*, 2009). Algunos modelos del Nivel 3 utilizan métodos de los niveles 1 y 2 para las emisiones continuas de carbono en el suelo ocasionadas por la deforestación.

La selección del nivel y el enfoque apropiado para utilizarse en la estimación de GEI y para otros propósitos depende de las circunstancias del país, incluyendo el desarrollo de sistemas y los presupuestos operacionales, la infraestructura y la capacidad, además del uso previsto para los resultados derivados del sistema. La selección del nivel y el enfoque podría también estar influenciada por los requisitos de sistemas de pago en base a resultados y los mecanismos de distribución de los beneficios conexos. En la **Figura 4** se ofrece un resumen de los principales factores que se deben

considerar, en forma de árbol de decisiones. La relación costo-eficacia se discute en la **Sección 1.3**.

Figura 4: Principales factores para diseñar el sistema, seleccionar niveles y enfoques para estimar gases de efecto invernadero



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:

Punto de decisión 1: ¿Es el sector de la tierra una fuente clave de emisiones para su país?

Si bien el sector de la tierra es una categoría esencial, este depende de la proporción de emisiones emitidas por el sector de la tierra (**Sección 2.3.9**). Si no se dispone de datos nacionales, es posible examinar si el sector de la tierra va a ser un sector clave utilizando los métodos del Nivel 1 (véase la **GPG2003**).

Punto de decisión 2: ¿Se utilizará cualquier posible reducción para los objetivos de mitigación o para los pagos en base a resultados?

Es probable que se requiera de un sistema más avanzado que el Nivel 1 para apoyar los objetivos de mitigación para los pagos en base a resultados.

Punto de decisión 3: ¿Necesita un sistema más avanzado por otros motivos?

Existen motivos distintos a la elaboración de informes para la CMNUCC para desarrollar un sistema de MNV (p.ej., monitoreo y notificación sobre las evaluaciones de los recursos forestales o comportamiento ambiental nacional más amplio). Si el sector de la tierra no es una categoría esencial en el inventario nacional de GEI y no se necesita un sistema de MNV para otros propósitos de elaboración de informes, se debe aplicar el Nivel 1.

Punto de decisión 4: ¿Desea que el sistema informe sobre estimaciones nacionales y apoye proyectos?

La elaboración de informes a nivel subnacional y de proyectos debe demostrar coherencia con los cálculos nacionales, y documentar el modo cómo se realizan las adquisiciones y los cálculos de datos en apoyo mutuo.

Punto de decisión 5: ¿Desea que el sistema sea más amplio que solo referido a emisiones?

Algunos ejemplos de requisitos más amplios (distintos de los especificados en el Punto de decisión 3) incluyen: la consideración de incluir actividades más amplias del sector de la tierra; salvaguardias ambientales y sociales; planificación del uso de la tierra, etc.

Punto de decisión 6: ¿Desea realizar un análisis del escenario?

El análisis del escenario puede ser ventajoso para comprender y predecir los impactos de diversas medidas de mitigación sobre los futuros pagos en base a resultados.

Recuadro 14: El concepto de nivel del IPCC

Un Nivel representa un grado de complejidad metodológica (IPCC, 2003; IPCC, 2006; IPCC, 2019). Se proporcionan tres niveles. El Nivel 1 es el método básico, el Nivel 2, intermedio; y el Nivel 3 más exigente en términos de complejidad y requisitos de datos. Los Niveles 2 y 3 a veces se denominan métodos de nivel superior y, en general, se consideran más precisos.

El **Nivel 1** emplea el método descrito en las Directrices del IPCC, utilizando los datos de la actividad específicos del país y los factores de emisiones/absorciones por defecto y otros parámetros proporcionados por el IPCC. Hay hipótesis simplificadoras con respecto a algunos reservorios de carbono (p.ej., los reservorios de madera muerta y de materia orgánica en el suelo se pueden combinar como *materia orgánica muerta* y las existencias de materia orgánica muerta son consideradas constantes para las categorías de uso de tierras distintas al uso forestal; sin embargo, para tierras forestales convertidas a otro uso de la tierra, se suministran los valores por defecto para estimar las existencias de carbono en la materia orgánica muerta). Las metodologías del Nivel 1 se pueden combinar con datos de actividades espacialmente explícitas obtenidos por teledetección. El método de diferencias de las existencias no se puede aplicar al Nivel 1 debido a los requisitos relativos a los datos (GPG2003).

El **Nivel 2** normalmente utiliza el mismo enfoque metodológico del Nivel 1, pero aplica factores de emisiones/absorciones y otros parámetros que son específicos del país. Los factores de emisiones/absorciones y los parámetros específicos de un país son los más apropiados para los bosques, las regiones climáticas y los sistemas de uso de la tierra en ese país y los cinco reservorios se abarcan explícitamente. Podrían ser necesarios datos de la actividad altamente

estratificados en el Nivel 2, que correspondan a los factores de emisiones/absorciones, y parámetros específicos para regiones determinadas y categorías especializadas de uso de la tierra.

El **Nivel 3**, incluye modelos y puede utilizar datos provenientes de los programas nacionales de monitoreo para abordar las circunstancias nacionales. En general, los sistemas del Nivel 3 son más flexibles que los del Nivel 1 o 2, ya que se pueden adaptar con mayor facilidad a una amplia gama de diferentes eventos de perturbaciones. Estos métodos, si se implementan de manera adecuada, pueden proporcionar estimaciones de mayor certidumbre que los niveles más bajos, y puede ser un vínculo más estrecho entre la dinámica de la biomasa y del carbono del suelo. Estos sistemas pueden consistir en combinaciones basadas en Sistemas de información geográfica (SIG) de los tipos de bosque y sistemas de edad y clase/producción relacionados con los módulos de suelo que integren varios tipos y fuentes de datos. Combinados con el Enfoque 3, pueden suministrar estimaciones de las variaciones de las existencias de carbono y las emisiones y absorciones asociadas a los cambios en el uso de la tierra o en su gestión en el tiempo. Estos sistemas pueden depender del clima, y proporcionan estimaciones con variabilidad interanual.

El paso del Nivel 1 al Nivel 3 generalmente representa una reducción en la incertidumbre de las estimaciones de GEI, si bien a costa de una mayor complejidad de los procesos de medición y análisis. Los métodos de Niveles más bajos se pueden combinar con Niveles más altos para los reservorios menos significativos. No es necesario pasar por cada Nivel para llegar al Nivel 3. Puede ser más sencillo y eficaz en función de los costos, pasar del Nivel 1 al 3 directamente, que hacerlo a través de un Nivel 2 que deberá ser reemplazado. Por ejemplo, cuando se dispone de datos detallados de inventarios forestales, puede ser posible desarrollar curvas de crecimiento empírico a partir de estos datos casi tan fácilmente como desarrollar factores de emisiones/absorciones.

2.3.7 Reservorios y gases

La **GPG2003** suministra metodologías para estimar las variaciones en cinco reservorios de carbono (biomasa aérea, biomasa subterránea, madera muerta, hojarasca, y materia orgánica del suelo)⁽⁶³⁾ (**Tabla 6**) además de las emisiones de GEI distintos del CO₂ (p.ej., CH₄ y N₂O) **para seis categorías de uso de la tierra**, y para cambios entre usos de la tierra. Es buena práctica informar el total neto de las variaciones en todos los reservorios de carbono a través de las seis categorías de uso de la tierra. Las variaciones en los reservorios de carbono **identificados como clave** se deben estimar utilizando datos nacionales (p.ej., métodos de orden superior del Nivel 2 o métodos del Nivel 3). Si no se dispone de datos nacionales para facilitar estimaciones de orden superior, los países deberían aplicar los métodos predeterminados y los factores del Nivel 1 presentados en las directrices y orientaciones del IPCC. La aplicación de los métodos del Nivel 1 tendrá preferencia sobre la exclusión de reservorios significativos.

Tabla 6: Definiciones para los reservorios de carbono

Reservorio		Descripción ^a
Biomasa	Biomasa aérea (por encima del suelo) Biomasa subterránea (por debajo del suelo)	Toda la biomasa viva (expresadas en toneladas de peso en seco) aérea, incluyendo troncos, tocones, ramas, cortezas, semillas y follaje ^b . Toda la biomasa de raíces vivas. A menudo se excluyen todas las raíces pequeñas de menos de 2 mm de diámetro (sugerido), debido a que a veces no se pueden distinguir de forma empírica de la materia orgánica del suelo o de la hojarasca.
Materia orgánica muerta	Madera muerta / Hojarasca	Incluye toda la biomasa leñosa muerta que no forma parte de la hojarasca, ya sea en pie, sobre el suelo o dentro del suelo. La madera muerta incluye madera que yace en la superficie, las raíces muertas, y tocones de un tamaño igual o superior a 10 cm de diámetro o cualquier otro diámetro utilizado por el país. Incluye toda la biomasa muerta con un diámetro inferior al diámetro mínimo elegido por el país (p.ej., 10 cm), que yace muerta, en diversas etapas de descomposición sobre el mineral o el suelo orgánico. Se incluyen hojarasca, capas fúmicas y húmicas. Raíces pequeñas vivas (de diámetro inferior al límite sugerido para la biomasa subterránea) se incluyen en la hojarasca cuando no puedan ser distinguidas de esta en forma empírica.

(63) La GPG2003 también proporciona tres métodos alternativos para ocuparse de los productos de madera cultivada.

Reservorio		Descripción ^a
Suelos	Materia orgánica del suelo	Incluye carbono orgánico de suelos minerales y orgánicos (comprendida la turba) a una profundidad específica elegida por el país y aplicada coherentemente a través de las series temporales. En la materia orgánica del suelo se incluyen las raíces pequeñas vivas (de diámetro inferior al límite sugerido para la biomasa subterránea), cuando no pueden ser distinguidas de forma empírica.

Adaptado de la **Tabla 3.1.2 en el Capítulo 3, GPG2003**. Las definiciones correspondientes de reservorio de carbono utilizadas en las Directrices de 2006 se pueden consultar en la **Tabla 1.1 en el Capítulo 1, Volumen 4**.

a. Las circunstancias nacionales pueden exigir pequeñas modificaciones a las definiciones de reservorio. Cuando se emplean definiciones modificadas, es buena práctica informarlas de forma clara, para garantizar que estas sean usadas de manera consistente en el tiempo, y para demostrar que los reservorios no han sido omitidos o contabilizados dos veces.

b. En casos donde el sotobosque es un componente relativamente escaso del reservorio de carbono en la biomasa aérea, es aceptable excluirlo de las metodologías y datos asociados utilizados en algunos niveles, siempre que estos se usen de manera coherente en todas las series temporales del inventario.

Los gases que se deben notificar para el sector ASOUT son:

- ▶ **Dióxido de carbono (CO₂)** – de cambios en la materia orgánica almacenada en cinco reservorios de carbono como producto de las alteraciones en la gestión y en las conversiones del uso de la tierra;
- ▶ **Metano (CH₄)** – del drenaje de suelos turbosos y de incendios prescritos o incendios naturales en las tierras forestales gestionadas o en las tierras forestales convertidas a otros usos de la tierra;
- ▶ **Óxido de nitrógeno (N₂O)** – del drenaje de suelos turbosos y de incendios prescritos o incendios naturales en las tierras forestales gestionadas o en las tierras forestales convertidas a otros usos de la tierra.

Los métodos y factores de emisiones por defecto de gases diferentes del CO₂ están enumerados en las secciones relativas al **carbono del suelo** y a las **emisiones derivadas de incendios prescritos e incendios forestales**.

2.3.8 Coherencia y recálculos de las series temporales

La serie temporal es un componente central del IGEI (y de las estimaciones de REDD+), ya que ofrece información sobre las tendencias en las emisiones históricas y rastrea los efectos de las medidas para reducir esas emisiones (IPCC, 2006). Se deben perseguir aspectos como cambios metodológicos, perfeccionamientos, así como mejoras en las series de datos⁽⁶⁴⁾, a través del tiempo, porque son componentes fundamentales de la mejora de la calidad de un inventario. Sin embargo, el uso de diferentes métodos y datos en una serie temporal podría introducir sesgos porque las tendencias en las emisiones estimadas reflejan tanto los cambios en las emisiones y absorciones como los modelos de cambios metodológicos. Por lo tanto, cuando se realizan cambios, perfeccionamientos o mejoras,

(64) Un cambio metodológico en una categoría es un cambio hacia un nivel diferente desde el que se ha utilizado previamente. A menudo, los cambios metodológicos están impulsados por el desarrollo de nuevos datos o de nuevas series de datos. Esto contrasta con un perfeccionamiento metodológico que se da cuando un compilador de inventario usa el mismo nivel para estimar las emisiones, pero lo aplica utilizando una fuente de datos diferente o un nivel de agregación diferente.

es una buena práctica recalcular la serie temporal completa (IPCC, 2006; IPCC, 2019).

El recálculo de la serie temporal completa puede ser impulsado por un abanico de temas (**Recuadro 15**). El desarrollo de los métodos de inventario y de herramientas (modelos) de interpolación/extrapolación para el sector de la agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (ASOUT) sigue aún en curso (IPCC, 2019). Por tanto, se supone que el recálculo en el sector ASOUT seguirá siendo importante en la medida en que nuevas tecnologías y nuevas series de datos impulsen mejoras en, por ejemplo, la clasificación del uso de la tierra.

Hay situaciones sencillas y complejas que pueden impulsar el recálculo de las series temporales. En los casos sencillos, el muestreo o la experimentación podrían conducir a la sustitución de los factores de emisiones predeterminados con algunos factores específicos para el país, impulsando el recálculo de una serie temporal. También es probable que la actualización en mapas y datos de la actividad conduzca a cambios en múltiples categorías de uso de la tierra o actividades de REDD+, incluso si la mejora perseguida es solo para una categoría. En dicho caso, se deben recalcular en consecuencia las estimaciones de GEI de todas las categorías de uso de la tierra y actividades.

Podría ser difícil generar una serie temporal completa y coherente, impulsada por un cambio o perfeccionamiento, si no se dispone de datos para uno o más años. El IPCC describe una serie de técnicas alternativas⁽⁶⁵⁾ como la superposición, los datos sustitutos, la interpolación y extrapolación de la tendencia y el análisis no lineal de la tendencia, para combinarlas o unir más de un método/serie de datos a fin de conformar una serie temporal completa. A fin de seleccionar una técnica alternativa, es necesario el dictamen de expertos y esta técnica depende de la disponibilidad de datos para dos métodos superpuestos, la idoneidad y la disponibilidad de series de datos sustitutos y el número de años de datos faltantes. Si hay grandes lagunas en los datos de entrada (p.ej., mapas solo cada cinco años), se aplican en general los siguientes métodos de interpolación entre períodos de medición. La **Tabla 7** resume los requisitos para la aplicabilidad de cada una de estas técnicas y sugiere situaciones en las cuales estas podrían ser apropiadas o no. Los países deberían usar la **Tabla 7** como guía, en vez de como una obligación, ya que el mejor método depende siempre de las circunstancias del país.

Tabla 7: Ejemplos de aplicación de técnicas alternativas

Técnica alternativa	Aplicabilidad	Comentarios
Superposición	Los datos necesarios para aplicar tanto el método utilizado anteriormente como el nuevo deben estar disponibles durante al menos un año y, de ser posible, más.	Más confiable cuando se puede evaluar la superposición entre dos o más series de estimaciones anuales. Si al utilizar las técnicas alternativas y las anteriores se observan inconsistencias en las tendencias, estos métodos no se pueden considerar una buena práctica.
Datos sustitutos	Los factores de emisiones, los datos de la actividad u otros parámetros de estimación utilizados en el nuevo método están fuertemente correlacionados con otros datos indicativos bien conocidos y más fácilmente disponibles.	Se deben probar varias series de datos indicativos (solos o combinados) para determinar cuál serie está más fuertemente correlacionada. No debe hacerse durante períodos prolongados.
Interpolación	Los datos necesarios para volver a calcular utilizando el nuevo método están disponibles para años intermitentes durante la serie temporal.	Las estimaciones se pueden interpolar linealmente para los períodos en los que no se puede aplicar el nuevo método. Este método no es aplicable en el caso de grandes fluctuaciones anuales.

(65) Estas técnicas alternativas se pueden usar juntas si no es posible utilizar el mismo método o fuente de datos para todos los años. Estas técnicas se describen en detalles en el **Capítulo 5.3.3, Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019).

Técnica alternativa	Aplicabilidad	Comentarios
Extrapolación de tendencias	Los datos del nuevo método no se recopilan anualmente y no están disponibles al principio o al final de la serie temporal.	Más confiable si la tendencia en el tiempo es constante. No debe usarse si la tendencia está cambiando (en este caso, el método de datos sustitutos puede ser más apropiado). No debe aplicarse durante períodos prolongados.
Análisis de tendencias no lineales	En los casos en que la coherencia de las series temporales se representa mejor mediante relaciones multiplicativas (exponenciales) en lugar de aditivas (lineales).	Más seguro para análisis de tendencias en los productos del modelo. Aplicable en el caso de grandes fluctuaciones anuales con altas desviaciones estándar observadas (véase el Recuadro 3.0a en el Capítulo 3 del Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019 para obtener orientación sobre los valores de desviación estándar).
Otras técnicas	Las alternativas estándar no son válidas cuando las condiciones técnicas cambian a lo largo de la serie temporal (p.ej., debido a la introducción de tecnologías de mitigación).	Se deben documentar exhaustivamente los enfoques adaptados. Comparar los resultados con las técnicas estándar.

Para el sector de la tierra, en particular al utilizar datos de teledetección, se deben tomar en cuenta las técnicas de la **Tabla 7** tanto en los procesos de diseño del sistema como en la continua actualización y operación. Las técnicas alternativas requieren la suficiente superposición temporal de los dos métodos. El cambio de una tecnología o de un método hacia el próximo sin la superposición puede introducir errores que no pueden estimarse fácilmente.

Para las actividades de REDD+, también es importante considerar el efecto de los recálculos sobre las líneas de base y las metas acordadas, en especial cuando estas son parte de un esquema de pago. Esta es un área normativa completa y en este apartado no se ofrece orientaciones al respecto, aparte de analizar las cuestiones potenciales bajo los esquemas de pago de REDD+ y considerarlas en los

procesos de actualización del sistema.

Recuadro 15: ¿Cuándo se deberían cambiar o perfeccionar los métodos, o agregar nuevas categorías o gases?

El IPCC considera una buena práctica cambiar o perfeccionar los métodos cuando:

- ▶ los datos disponibles han cambiado;
- ▶ el método utilizado anteriormente no es consistente con las Directrices del IPCC para esa categoría;
- ▶ una **categoría se ha vuelto clave**;
- ▶ ha aumentado la capacidad de preparación de inventarios;
- ▶ hay disponibilidad de nuevos métodos de inventario;
- ▶ hay disponibilidad de nuevos factores de emisiones/absorciones en las Directrices del IPCC que podrían ser diferentes de las directrices anteriores del IPCC;
- ▶ corrección de errores.

Un país puede agregar nuevas categorías o nuevos gases al inventario cuando:

- ▶ está ocurriendo una nueva actividad de emisión o absorción;
- ▶ se experimenta un rápido crecimiento en una categoría muy pequeña;
- ▶ Se introducen nuevas categorías del IPCC;
- ▶ las categorías específicas de cada país están identificadas pero no cubiertas por las Directrices del IPCC de 2006 y su Perfeccionamiento de 2019 (p.ej., las emisiones de CH₄ y las absorciones de los suelos agrícolas o el ecosistema forestal en los países con poca cobertura forestal);
- ▶ se realiza una capacidad adicional de inventario.

Para obtener ejemplos más específicos, consúltese el **Recuadro 5.1 en el Capítulo 5.2 del Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019).

2.3.9 Análisis de categorías clave

El análisis de categorías clave (ACC) es un método del IPCC para decidir las categorías que se deben priorizar para la asignación de recursos cuando se elabora un IGEI. Categorías clave son aquellas que, al ser ordenadas de manera descendiente o por magnitud, contribuyen hasta el 95 por ciento del total. El ACC se describe en la **Sección 5.4 de la GPG2003**, y en el **Capítulo 4, Volumen 1 de las 2006GL**. Este método se puede utilizar para identificar reservorios de carbono (y actividades) significativos. A principios de la elaboración de un IGEI aún no se sabe cuáles categorías son clave ni cuáles, por consiguiente, deben priorizarse para la asignación de los recursos disponibles, podría ser necesario realizar el ACC con ayuda de los métodos del Nivel 1.

Por lo general, las actividades de REDD+ no son categorías reconocidas en la metodología de inventario del IPCC pero, en el caso de la deforestación, la GPG2003 sugiere que se incluyan todas las emisiones y absorciones de GEI, en términos absolutos, asociadas con las conversiones de bosques a otros usos de las tierras, y que se trate la deforestación como categoría clave si el resultado es mayor que el de la categoría más pequeña considerada clave mediante el uso de las categorías para la elaboración de informes de la CMNUCC. Asimismo, el IPCC también proporciona criterios cualitativos para identificar las categorías clave, uno de ellos es que se consideren clave las categorías respecto de las cuales se están implementando actividades para reducir las emisiones, o se están aumentando las absorciones. Hasta el grado en que este criterio cualitativo se aplique en el caso de las actividades de REDD+, estas se deberían considerar clave.

Al realizar el ACC⁽⁶⁶⁾, la GPG2003 orienta la identificación de subcategorías significativas que se deben considerar clave. Subcategorías significativas son aquellas que contribuyen al menos al 25–30 por ciento de las emisiones o absorciones de la categoría principal a la que pertenecen. Esto no significa que se deben omitir aquellas subcategorías consideradas no significativas, si bien estos países deberían utilizar los métodos del Nivel 1 en caso de que no dispongan de datos específicos del país. La identificación de subcategorías significativas facilita la asignación de recursos para recolectar datos nacionales específicos y concentrar los esfuerzos en la reducción de las incertidumbres.

Las subcategorías definidas en la GPG2003 (véase la **Tabla 3.1.3, página 3.20**) que se deben poner a prueba como significativas son, para cada categoría de uso de la tierra: biomasa, materia orgánica muerta, suelos, para el CO₂; incendios, mineralización de la materia orgánica del suelo, aportes de nitrógeno, cultivo de suelos orgánicos, para el N₂O; incendios, para el CH₄.

Las decisiones **12/CP.17** y **13/CP.19** señalan que se deben incluir reservorios y actividades significativas en los NREF/NRF, y que las Partes deben tener cierta flexibilidad para no incluir otros reservorios y actividades, considerados como no significativos. Por motivos de coherencia, es evidente que la inclusión de reservorios y actividades debe ser igual en los NREF/NRF, al igual que las posteriores estimaciones de emisiones y absorciones derivadas de las actividades de REDD+.

Sobre la base de un precedente utilizado por el IPCC, se deben considerar reservorios significativos aquellos que contabilizan el 25–30 por ciento o más de las emisiones o absorciones de GEI asociadas con una actividad de REDD+. Es posible usar otros niveles de porcentaje para definir el concepto de significativo (p.ej., el **Marco metodológico del FCPF** usa el 10%). La analogía no es exacta ya que el IPCC usa un nivel del 25–30 por ciento para definir reservorios significativos a los cuales se les pueden aplicar las metodologías predeterminadas, incluso si la categoría principal a la cual pertenecen es una categoría clave. Esto no es lo mismo que decidir sobre potenciales omisiones de un reservorio coherente con las decisiones **12/CP.17** y **13/CP.19**. Otra posible manera de abordar la

(66) Como se establece en la **Sección 3.1.6 de la GPG2003** los árboles de decisiones proporcionados por la GPG2003.

importancia (aunque no necesariamente mutuamente excluyente), podría ser formular una serie de reglas para ayudar a garantizar una señal política coherente para dar prioridad a las fuentes/sumideros más relevantes. Por ejemplo:

- ▶ El reservorio que probablemente es responsable de la mayor cantidad de emisiones acumuladas abordadas por la actividad de REDD+ (o absorciones si las existencias de carbono abordadas por la actividad están aumentando) es el más significativo.
- ▶ Otros reservorios que no han sido incluidos se pueden considerar, potencialmente, no significativos si se comportan en la misma dirección que el reservorio más significativo (es decir, sus existencias de carbono aumentan o disminuyen cuando aquellas provenientes del reservorio más significativo aumentan o disminuyen, respectivamente).
- ▶ Por otro lado, los reservorios que se espera se comporten de modo diferente, en comparación con el reservorio más significativo, se consideran potencialmente significativos, para poder incluirlos al mismo tiempo que el reservorio más significativo, o para su priorización en un enfoque progresivo a medida que haya disponibilidad de mejores datos.

Para la deforestación en biomas tropicales, el reservorio más significativo será a menudo la biomasa, excepto cuando los bosques estén creciendo en suelos orgánicos. En el caso de otras actividades, la biomasa se considera inicialmente como el reservorio más significativo y los otros reservorios serán examinados respecto de esta hipótesis de trabajo utilizando los métodos del IPCC resumidos en el DMO, implementados en el Nivel 1 con fines de prueba. Por ejemplo, al estar comprendidos dentro de la definición nacional de bosque, para los bosques plantados establecidos en suelos orgánicos drenados, es muy probable que el carbono orgánico del suelo sea significativo bajo las reglas sugeridas anteriormente, debido a que el reservorio disminuye a medida que aumenta la biomasa. La perspectiva sería incluir reservorios significativos utilizando datos nacionales específicos (por ende, Nivel 2), a medida que estos estén disponibles. La significancia se puede estar revisando constantemente a medida que se desarrollan los sistemas nacionales de monitoreo.

La importancia para cada actividad de REDD+ notificada se podría considerar de la misma manera que el reservorio de carbono. Las actividades que probablemente resulten afectadas por el desplazamiento, debido a una intervención sobre la actividad más significativa, se consideran potencialmente significativas, para poder incluirlas al mismo tiempo que la actividad más significativa, o para su priorización en un enfoque progresivo a medida que haya disponibilidad de mejores datos. La importancia relativa de las emisiones y absorciones asociadas con las actividades de REDD+ puede cambiar en el tiempo (debido a las medidas tomadas, a la evolución de los impulsores, a datos recién adquiridos o a métodos mejorados), por lo que la significancia, donde se aplique, debe ser reevaluada periódicamente, por ejemplo, como parte de un enfoque progresivo y en particular, al evaluar resultados.

2.3.10 Atribución

La atribución es el proceso de asociar la cobertura de la tierra observada y los cambios observados en la cobertura con el uso de la tierra y los cambios de uso de la tierra (**Recuadro 16**). Diferentes tipos de perturbaciones producen distintos impactos sobre las existencias de carbono y las emisiones de GEI (Kurz *et al.*, 2009), por tanto, es necesario conocer la causa de la perturbación, no solo para la estimación de superficies de uso de la tierra y de cambio de uso de la tierra, sino también para estimar las emisiones y absorciones de GEI conexas (IPCC, 2019).

Dos datos de imágenes por satélite pueden ser útiles para plasmar rápidamente los cambios en la cobertura de la tierra, sin embargo, la identificación de cambios permanentes en la cobertura de la

tierra podría necesitar más datos y más análisis. Por lo tanto, es buena práctica asegurar la verificación de todos los datos sobre los cambios en la cobertura de la tierra identificados por el satélite a través de imágenes espaciales y temporales de suficiente resolución, referencias terrestres y otras series de datos auxiliares, a fin de aislar los cambios permanentes en la cobertura de la tierra de las pérdidas temporales de cobertura forestal (**Tabla 8**). Este proceso, que se conoce como atribución de cambios en la cobertura de la tierra derivados de satélite, ayuda a identificar los cambios en la cobertura de la tierra de origen antropogénico, asignar los cambios en la cobertura de la tierra a las causas subyacentes de perturbación y asignar superficies a las categorías de uso de la tierra del IPCC a través del tiempo. Entre las series de datos comunes utilizados en la atribución, se incluyen aquellos que contienen información relativa a los incendios, las superficies bajo manejo forestal, las superficies agrícolas, la cantidad de carreteras y de zonas urbanas (Mascorro *et al.*, 2015). Estas series de datos se combinan para desarrollar normas de atribución con el fin de estimar las causas probables de las perturbaciones que se generaron en los cambios en la cobertura de la tierra observados, en base a su emplazamiento espacialmente explícito.

Tabla 8: Ejemplos de datos auxiliares y de hipótesis para clasificar el uso de la tierra

Datos	Fuente	Posibles hipótesis
Planes de manejo forestal	Agencias forestales, grupos de interés	Los planes son implementados.
Mapas del establecimiento de las plantaciones	Agencias forestales, sector privado	Se establecerán plantaciones de especies.
Especies (o divisiones naturales/ plantaciones)	Teledetección (ya sea el mismo u otros sensores iguales a los utilizados en las series temporales)	Se establecerán plantaciones de especies. Las especies naturales han sido sacadas para otros usos.
Mapas de incendios	Teledetección, agencias de gestión de tierras	Cambio que ocurre al mismo tiempo en que el fuego se transforma en incendio.
Parques nacionales y áreas protegidas	Agencias de gestión de tierras	Los cambios son naturales, a menos que se observe de otro modo.
Tipos de clima o suelos	Agencias de recursos, agencias meteorológicas	Determinar los tipos de cultivos y gestiones que pueden ocurrir en ciertas regiones (p.ej., no hay cultivos en el desierto).

Los datos auxiliares y las hipótesis necesitan revisión frecuente como parte del proceso de inventario. Asimismo, al contar con una mayor disponibilidad de datos a través del tiempo (p.ej., mapas más precisos de la cobertura), es probable que la atribución de un cambio pueda variar ya que, en algunos casos, se podría no cumplir con las hipótesis. Por ejemplo, en caso de pérdida de cobertura en una superficie forestal productiva conocida, las emisiones podrían ser atribuidas al aprovechamiento forestal, y como tal no se calcularían como deforestación/cambio de uso de la tierra. Sin embargo, si de 5 a 10 años después no se ha regenerado la cobertura, se podría considerar que la superficie ha tenido cambio de uso de la tierra. En este caso, se tendrá que ubicar la superficie en la categoría convertida en el año en el cual se ha perdido la cobertura y se debe recalcularse la serie temporal. Esta es una práctica habitual en muchos inventarios nacionales (**Sección 2.3.8**).

Entre las series de datos auxiliares útiles de apoyo a la atribución se incluyen, sin limitarse a ellas, la cubierta de la tierra anterior y actual, las prácticas de manejo, los incendios, las inundaciones y los ciclones. El **Recuadro 3.1a, en el Capítulo 3, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019) ofrece algunos ejemplos útiles de evaluación de las categorías de uso de la tierra y de cambio de uso de la tierra en las cuales resulta una serie de decisiones específicas del país sobre un conjunto de normas para presentar informes que se pueden también aplicar a los cambios de uso de la tierra clasificados. Estas normas deberían estar documentadas y comunicadas de manera transparente para permitir la generación coherente de datos sobre el cambio de uso de la tierra (datos de la actividad)

a través del tiempo.

Recuadro 16: Monitoreo del manejo de las plantaciones en Kenya

En la República de Kenya, la práctica habitual para el manejo de las plantaciones públicas, después del aprovechamiento, es colocar los cultivos en la tierra por 1–2 años antes de replantar. En este caso, el programa de clasificación de la tierra verá de manera correcta que la cobertura de la tierra ha cambiado de bosque a tierra agrícola. El proceso de atribución señala que este es un cambio antropogénico en la cobertura (debido al aprovechamiento). Sin embargo, se observa que el aprovechamiento ha ocurrido en un bosque de plantación pública (determinado a través de archivos específicos en formato *shapefile* que definen la superficie forestal de plantación pública). La política y las normas para la notificación dictadas por el Gobierno de Kenya establecen que el ciclo breve de cultivo debe ser parte del manejo de la plantación. Por consiguiente, el uso de la tierra no cambia, (es decir, tierra forestal que permanece como tal) y todas las emisiones relacionadas con el aprovechamiento y las absorciones derivadas de la replantación posterior se notifican bajo la categoría de tierra forestal. Sin embargo, también existe la posibilidad de que la tierra cosechada no se convierta en bosque en varios años de mapeo posteriores y, en este caso, se considera que ha ocurrido un cambio de uso de la tierra en el momento de la cosecha y las superficies de tierra se actualizan en consecuencia (**Sección 2.3.8**).

2.3.11 Definición de bosque

Se necesita una definición de bosque para determinar si ha habido deforestación, forestación o reforestación e identificar las superficies en las que podría tener lugar la degradación y otras actividades relacionadas con REDD+. Las definiciones pueden tener un efecto significativo sobre la estimación de emisiones o absorciones relacionadas con las actividades de REDD+, y sobre la asignación para cada actividad. Las definiciones se deben utilizar consistentemente en el tiempo y en todas las actividades de REDD+, y la definición empleada para establecer el NREF/NRF debe ser la misma usada posteriormente por el SNMF para todos los fines de la MNV. Por ejemplo, las exclusiones derivadas de la definición de bosque, como para plantaciones de palma aceitera o manglares, se deben aplicar consistentemente en el tiempo.

En el contexto de la CMNUCC no se ha acordado una única definición para las tierras forestales. En el contexto de REDD+, el anexo de la **Decisión 12/CP.17** solicita a los países que proporcionen la definición de bosque utilizada y, si esta difiere de la utilizada en el inventario nacional de GEI o en la presentación de informes ante otras organizaciones internacionales, que expliquen el porqué y cómo se optó por esa definición para la estructuración de los NREF/NRF. Esto evidencia la expectativa con respecto a que:

- ▶ la definición de bosque utilizada para REDD+ sea la misma utilizada para la precedente elaboración de informes sobre los bosques;
- ▶ o que otros informes sean actualizados para incluir cualquier nueva definición;
- ▶ o que las razones para utilizar diferentes definiciones de bosques se expliquen de manera transparente.

Al considerar las definiciones de bosque, los SNMF deben notar que la GPG2003 define tierras forestales como «todas las tierras de vegetación leñosa, consistente con los umbrales usados para definir tierras forestales en el inventario nacional de GEI, subdivididas en gestionadas y no gestionadas, y también por tipo de ecosistema, conforme a lo especificado en las Directrices del IPCC». «También incluye sistemas con vegetación que se sitúan por debajo del umbral usado para la categoría de tierras forestales, pero que se espera que lo excedan.» La definición de tierras forestales en las 2006GL alude a los valores de umbral. Por lo tanto, el IPCC prevé que los países dispongan de una definición de tierras forestales con umbrales cuantitativos, basados en el uso de la tierra, ya que la pérdida temporal de la cubierta forestal no implica una transición a otro uso de la tierra siempre que haya la expectativa de recuperar los valores de umbral. Los valores de umbral en general se refieren a una superficie mínima, el porcentaje de cubierta de copa, y la altura de los árboles, aunque otros umbrales son posibles (p.ej., haciendo alusión al ancho mínimo).

Los países que aún no cuentan con una definición de bosque deben observar que para los fines del Protocolo de Kyoto (PK) la definición de bosque es: «una superficie mínima de tierras de entre 0,05 y 1,0 hectáreas con una cubierta de copas (o una densidad de población equivalente) que excede del 10 al 30 por ciento y con árboles que pueden alcanzar una altura mínima de entre 2 y 5 metros en su madurez. Un bosque puede consistir en formaciones forestales densas, donde los árboles de diversas alturas y el sotobosque cubren una proporción considerable de terreno, o bien una masa boscosa clara. Se consideran bosques también las masas forestales naturales y todas aquellas plantaciones jóvenes que aún no han alcanzado la densidad de copa de entre el 10 y el 30 por ciento o una altura de los árboles de entre 2 y 5 metros, así como las superficies que normalmente forman parte de la zona boscosa, pero carecen temporalmente de población forestal a consecuencia de la intervención humana como la explotación o causas naturales, pero que se espera vuelvan a convertirse en bosque». En la Evaluación de los recursos forestales mundiales (2010), la FAO define bosque como tierra que abarca más de 0,5 hectáreas con árboles cuya altura es superior a los 5 metros y una cubierta de dosel de

más del 10 por ciento, o árboles capaces de alcanzar estos umbrales *in situ*. No incluye tierras que estén predominantemente bajo uso agrícola ni tierras urbanas. El umbral de la superficie corresponde a la gama mencionada en la definición del PK y el umbral de altura es el máximo posible establecido en el PK. Los Acuerdos de Cancún especifican que las medidas de mitigación de REDD+ no deben incentivar la conversión de bosques naturales y, por lo tanto, los SNMF deben ser capaces de distinguir los bosques naturales dentro de tierras que cumplen con la definición de bosque. Esto puede requerir de datos complementarios sobre la distribución de los ecosistemas forestales dentro de un país.

La definición del IPCC subdivide los bosques en gestionados y no gestionados. Esto se debe a que se asume que las variaciones antropogénicas de las existencias de carbono y las emisiones y absorciones de GEI ocurran predominantemente en tierras gestionadas,⁽⁶⁷⁾ por lo tanto, las que ocurren en tierras no gestionadas no se informan, a menos que estén propensas a la conversión del uso de la tierra.⁽⁶⁸⁾ Según la GPG2003, «la tierra gestionada se puede distinguir de aquella no gestionada mediante el cumplimiento no tan solo de funciones de producción, sino también de aquellas ecológicas y sociales. Las definiciones detalladas y el enfoque nacional para distinguir entre tierras gestionadas y no gestionadas se deben describir de manera transparente».⁽⁶⁹⁾ Dada esta amplia definición de gestionada, es perfectamente posible que los países tengan poca o nada de tierras consideradas como no gestionadas, y que lo que se considera como gestionada podría ser diferente en los diferentes países.

Las definiciones nacionales de bosque deben sustentar una clasificación confiable de las superficies de bosque y sus cambios y, por ende, estimar las variaciones de las existencias de carbono, y las emisiones y absorciones de GEI asociadas. Las definiciones se deberían utilizar consistentemente en el tiempo; de lo contrario se corre el riesgo de cambios aparentes en las emisiones o absorciones que reflejarían diferencias en la forma en que se aplican estas definiciones, en vez del efecto, por ejemplo, de las intervenciones de REDD+. Por el mismo motivo, los procedimientos utilizados para evaluar si es que cumplen los umbrales se deben aplicar consistentemente en el tiempo, especialmente cuando se están utilizando dos métodos diferentes (p.ej., datos de teledetección y terrestres). El modo en que se logra la coherencia puede ser informado bajo las disposiciones de MNV.

Algunas cuestiones específicas que se deben tomar en cuenta durante la adopción y la aplicación de umbrales de definición de bosques, en el contexto de observaciones con sensores remotos, incluyen:

- ▶ la determinación de los límites de los bosques en paisajes fragmentados (pertinentes a la superficie mínima);
- ▶ la determinación de la cubierta de copa;⁽⁷⁰⁾
- ▶ la determinación de la altura;
- ▶ la determinación del ancho mínimo (si es que se utiliza como criterio).

Por un lado, podría haber una postura normativa para captar tanto como sea posible la superficie forestal en la categoría de tierra forestal, de tal forma que se establece un umbral bajo (p.ej., el 10% de

(67) Véase la discusión sobre el uso de las tierras gestionadas como variable sustitutiva para los efectos antropogénicos en la **pág. 1.5 del Volumen 4 de las 2006GL**.

(68) Las variaciones de las existencias de carbono y las emisiones de gases de efecto invernadero sobre las tierras no gestionadas no se informan en el marco de las Directrices del IPCC, si bien se requiere la presentación de informes cuando las tierras no gestionadas están sujetas a la conversión del uso de la tierra. Véase el **Capítulo 2, pág. 2.5 de la GPC2003**.

(69) Las Directrices de 2006 señalan que tierra gestionada es aquella tierra donde se han aplicado intervenciones y prácticas humanas para desempeñar funciones de producción, ecológicas o sociales. Todas las definiciones y clasificaciones de tierras deben especificarse al nivel nacional, describirse de manera transparente y aplicarse de forma coherente a través del tiempo.

(70) por ejemplo, Magdon and Kleinn, 2012. Uncertainties of forest area estimates caused by the minimum crown cover monitoring. *Environment Monitoring and Assessment* 185(6): 5345-5360.

la cubierta de dosel y 0,5 hectáreas); por el otro, podría ser problemático el monitoreo prácticamente del 10 por ciento de la cubierta de dosel con imágenes de media resolución disponibles gratuitamente, y podría generar mayores errores y mayor incertidumbre en la presentación de informes.

Si se utiliza una definición estructural de bosque (cubierta de dosel, área mínima y altura) se deben tomar en cuenta algunos aspectos prácticos:

- ▶ el límite de detección del sensor que se está utilizando (p.ej., el 10% es en general difícil de discriminar usando datos satelitales de resolución media, mientras es probable que el 20 o 30% produzcan estimaciones más precisas);
- ▶ cualquier efecto del umbral en las tasas de la actividad (p.ej., umbral más bajo en cubierta de dosel) aumenta la superficie forestal pero no necesariamente las tasas de deforestación (p.ej., si han quedado pocos árboles en el paisaje, la definición de cubierta de dosel activa la degradación del bosque en vez de la deforestación).

Cuando se establece una definición nacional de bosque, es importante distinguir la cubierta forestal de las tierras forestales, lo cual generalmente se informa en los inventarios forestales y toma en cuenta el uso de la tierra. Desde la perspectiva del inventario forestal, y según la definición brindada por la FAO, las tierras forestales pueden incluir superficies que temporalmente no tienen árboles a consecuencia del aprovechamiento o de una perturbación natural. La misma tierra puede clasificarse en una categoría distinta al uso forestal mediante la teledetección de la cobertura de la tierra, y en una categoría forestal a partir de un inventario de tierras forestales. Se puede también afirmar lo contrario. La definición de bosque de la FAO no incluye tierra que es predominantemente agrícola o urbana, incluso si esa tierra tuviese una cubierta arbórea que pudiera satisfacer el umbral nacional.

Estas diferencias pueden tener enormes efectos en las estimaciones resultantes de emisiones y absorciones y pueden complicar las comparaciones en los métodos de clasificación de la cobertura de la tierra (p.ej., cuando las pérdidas ocasionadas por la extracción temporal de árboles, seguida por la regeneración, se clasifican como deforestación según la definición nacional, se mantiene el uso de tierras forestales y se espera la regeneración del bosque). Este sesgo se puede corregir utilizando datos auxiliares, analizando las series temporales de datos de teledetección para detectar dónde está ocurriendo la regeneración, y estimando conjuntamente las actividades de REDD+, de tal forma que se pueda capturar tanto la regeneración como la pérdida de bosque. El rastreo total de tierras afectadas por REDD+ requiere el uso de reglas establecidas para garantizar que las tierras están clasificadas correctamente y a través del tiempo.

Si en la práctica no se dispone de información sobre el umbral de regeneración, podría ser necesario basar la definición en la cubierta forestal, al menos hasta que haya una integración suficiente de datos de teledetección y terrestres para permitir una definición de uso de la tierra. Obviamente, la superficie mínima utilizada en la definición de bosque puede tener implicaciones en la resolución espacial de las imágenes usadas para detectar superficies de bosque y cambios en esas superficies, y pueden afectar la capacidad de rastrear los impulsores de cambio identificados con diferentes escalas, intensidades y distribuciones espaciales. Una reducción en la cubierta de dosel por debajo del mínimo no significa necesariamente el despeje de la superficie total, lo cual puede requerir de detección a una mejor resolución, especialmente en superficies mínimas extensas.

Un país puede cambiar el umbral de definición de bosque cuando considere un perfeccionamiento metodológico para optimizar la calidad de los informes y cumplir con las buenas prácticas del IPCC, siempre que ofrezca explicaciones y se adopte la nueva definición de bosque coherentemente en todo el sistema de notificación. En ese caso, el IPCC considera una buena práctica realizar un recálculo de la serie temporal completa de las emisiones y no solo de los años más recientes. Tanto los cambios metodológicos, como los perfeccionamientos en el tiempo, son parte esencial de la mejora de la calidad

del inventario.

El Perfeccionamiento de 2019 anticipa que la utilización de las técnicas de recálculo en el sector ASOUT es de importancia fundamental. El desarrollo de los métodos de inventario y de herramientas (modelos) de interpolación/extrapolación para este sector sigue aún en curso y se prevé que se realizarán cambios (y perfeccionamientos) a los métodos de muchos países a través del tiempo debido a la complejidad de los procesos involucrados (**Capítulo 5, Volumen 1, Coherencia de las series temporales**).

El Perfeccionamiento ofrece buenas prácticas relativas a las técnicas alternativas que se pueden aplicar para combinar o unir más de un método con el fin de formar series temporales completas cuando no sea posible usar el mismo método o la misma fuente de datos para todos los años. Se ofrecen recomendaciones para reducir al mínimo las posibles incoherencias en las series temporales. Los países deberían suministrar documentación sobre cualquier técnica alternativa utilizada para completar una serie temporal. Esta documentación debería identificar los años para los cuales no ha habido disponibilidad de datos para el método, la técnica alternativa utilizada, cualquier dato sustitutivo o superpuesto utilizado.

En fin, al formular una definición de bosque, se recomienda tomar en cuenta las definiciones utilizadas para otras categorizaciones del uso de la tierra por el IPCC (p.ej., terreno agrícola, pastizal, humedal, asentamiento, etc.). Si no se logra esto, se puede llegar a incoherencias en la presentación general de informes para el sector ASOUT. Este, en particular, es el caso de las tierras forestales convertidas a otros usos de la tierra o en aquellos casos donde las tierras se han convertido a bosques, ya que estas necesitan estar ubicadas en la categoría apropiada de uso de la tierra del IPCC (p.ej., tierra forestal convertida a pastizales, o terrenos agrícolas convertidos en tierras forestales). Para lograr esta coherencia en general se requiere colaboración con otras agencias gubernamentales, por ejemplo, las que tienen que ver con la agricultura (**Capítulo 1**).

2.4 Métodos de integración para estimar las emisiones y absorciones

El desarrollo de sistemas para notificar las emisiones y absorciones de GEIs y su incertidumbre, de conformidad con las buenas prácticas del IPCC, requiere la combinación de datos provenientes de diversas fuentes, completando los datos insuficientes a través de hipótesis y criterios de expertos, en su caso (**Recuadro 17**). Las herramientas que facilitan estos sistemas se conocen como métodos de integración. Estos métodos pueden ayudar a organizar datos y metodologías de estimación en cualquier nivel de complejidad metodológica, y facilitar la progresión sistemática desde métodos más sencillos a los más complejos. Los métodos de integración que están diseñados para simular los impactos de las actividades humanas sobre las futuras variaciones de las existencias de carbono, también pueden apoyar la elaboración de escenarios pertinentes para el análisis normativo.

Lo ideal sería que un método de integración fuera escalable y que se pudiera aplicar a rodales, proyectos, regiones o países con el fin de apoyar **múltiples objetivos**. También debería tener la capacidad de comenzar con los datos sencillos, de mayor disponibilidad y que se pueden mejorar progresivamente, cumpliendo en cada etapa con los requisitos de buenas prácticas del IPCC de no realizar estimaciones ni excesivas ni escasas, en la medida en que se pueda determinar, y cuyas incertidumbres se minimicen tanto como sea posible.

Los **enfoques, métodos y niveles** adoptados por el SNMF tienen consecuencias para la subsiguiente integración de datos para estimar las emisiones y absorciones, para cumplir con los objetivos definidos de MNV. Hay dos métodos principales para integrar las fuentes de observaciones por teledetección

y terrestres:

1. Métodos de datos de la actividad x factores de emisiones/absorciones (en general, representativos de los métodos del Nivel 1 o 2).
2. Métodos totalmente integrados, con dos subcasos:
 - ▶ Modelos espacialmente referenciados (representativos de los métodos del Nivel 3, Enfoques 2 y 3);
 - ▶ Métodos espacialmente explícitos (representativos de los métodos del Nivel 3, Enfoque 3) los cuales rastrean unidades individuales de tierra (polígonos o píxeles) a través del tiempo.

Los países han utilizado todos estos métodos para desarrollar estimaciones de GEIs para el sector de la tierra y, si se aplican de manera correcta, cumplen con las normas de la CMNUCC y las directrices del IPCC. Sin embargo, la precisión de las estimaciones obtenidas puede variar enormemente. Los enfoques del Nivel 3 pueden ser más exactos o precisos si se implementan correctamente y pueden estar en grado de representar la población de interés (IPCC, 2019) porque:

- ▶ no tienen que desplegar hipótesis simplificadoras inherentes a los métodos basados en los factores de emisiones/absorciones;
- ▶ deben ser capaces de admitir una estratificación más refinada de las condiciones forestales (tipos de bosque, condiciones ecológicas y climáticas, categorías de edad, perturbaciones e historial de manejo, etc.) a pesar de que la complejidad puede aumentar también en términos de información que se debe manejar para un informe transparente, como consecuencia.⁽⁷¹⁾

Los métodos de integración no se excluyen mutuamente. Hoy día, la mayoría de los países utiliza una combinación de métodos de integración dependiendo del tipo de uso de las tierras forestales y de la disponibilidad de datos. Sin embargo, es razonable implementar un sistema nacional de forma progresiva dentro de un único método de integración. Esto hace que inicialmente sea posible implementar métodos más simples para abordar las necesidades a corto plazo, sin sacrificar los objetivos a largo plazo. Por ejemplo, un método de integración puede representar en un inicio solo una pequeña cantidad de estratos forestales con una pequeña cantidad de curvas de crecimiento asociadas. A medida que exista una mayor disponibilidad de datos, mediante la implementación de **planes de mejora para categorías clave o significativas**, se podrá ampliar el alcance espacial del método de integración. Los métodos bien diseñados deben ser capaces de admitir el aumento de la complejidad en la estimación y la riqueza de datos.

En general, los métodos de integración requieren el conocimiento de:⁽⁷²⁾

1. Las condiciones iniciales de la cobertura de la tierra de los paisajes (p.ej., forestal, no forestal y otras clases de cobertura).
2. Los impulsores del cambio (datos de la actividad sobre perturbaciones antropogénicas y naturales), las estimaciones del uso posterior de la tierra (cuando ha ocurrido un cambio de uso de la tierra).
3. Las condiciones iniciales del bosque y las tasas de crecimiento forestal.

(71) Transparencia no es sinónimo de sencillez. Modelos complejos son transparentes cuando se ha proporcionado toda la información para describirlos, así como para comprender sus resultados. Esto se puede lograr con los métodos del Nivel 3; véase, por ejemplo, https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/meeting/pdfiles/1008_Model_and_Facility_Level_Data_Report.pdf.

(72) Los puntos señalados son los más importantes para los marcos de integración basados en métodos de ganancias-pérdidas.

4. El índice de pérdida de carbono derivada de la descomposición y la transferencia entre reservorios (p.ej., materia orgánica muerta, suelos).

Estos datos, en particular los datos con respecto a la cobertura de la tierra, a los cambios en la cobertura de la tierra y a los agentes de cambio se obtienen a partir de la teledetección. Pueden ayudar enormemente a describir el historial de los cambios en la cobertura de la tierra que impulsan las emisiones y absorciones. Cuanto más atrás en el tiempo vayan estos datos de manera consistente (véase el **Recuadro 30**) más confiables y útiles son como aportes para las herramientas de integración. Asimismo, los métodos de integración pueden generar **incertidumbre total para las estimaciones** ya sea a través de la propagación del error o de las simulaciones de Monte Carlo, ambos métodos del IPCC para generar incertidumbre total.

El análisis de las repercusiones de futuras intervenciones de REDD+ (o más en general, escenarios de manejo forestal) puede realizarse con métodos de integración que utilicen hipótesis de datos de la actividad futura para extender los datos de la actividad de las series temporales históricas. Por ejemplo, si la tasa anterior de la actividad de deforestación se estima mediante fuentes de observaciones con sensores remotos, esta tasa se puede extender hacia el futuro como punto de referencia (p.ej., la tasa promedio de deforestación durante los últimos “n” años) y se puede contrastar con uno o más escenarios que muestren los impactos de la reducción de las tasas de deforestación en X o Y por ciento por año (p.ej., Kurz *et al.*, 2016). Siempre que se puedan identificar y cuantificar los factores socioeconómicos y se comprenda la relación entre ellos, va a ser más fácil extender las series temporales de los datos de la actividad en métodos de integración que utilicen datos de la actividad espacialmente referenciados. Extender las series temporales de datos de la actividad observadas con proyecciones acerca de futuros regímenes alternativos de gestión puede permitir la evaluación de diversas estrategias de mitigación de los efectos del cambio climático (Smyth *et al.*, 2014). Para garantizar la coherencia, se recomienda que, al proyectar futuras estimaciones de tasas de actividad de REDD+, los métodos y los datos utilizados sean coherentes con los utilizados durante el monitoreo.

Recuadro 17: Datos, hipótesis, modelos, herramientas y estimación de emisiones

Todas las estimaciones de emisiones dependen de los datos de medición, las hipótesis, los modelos y otras herramientas. Es muy ventajoso comprender cada uno de estos componentes al momento de desarrollar sistemas de MNV.

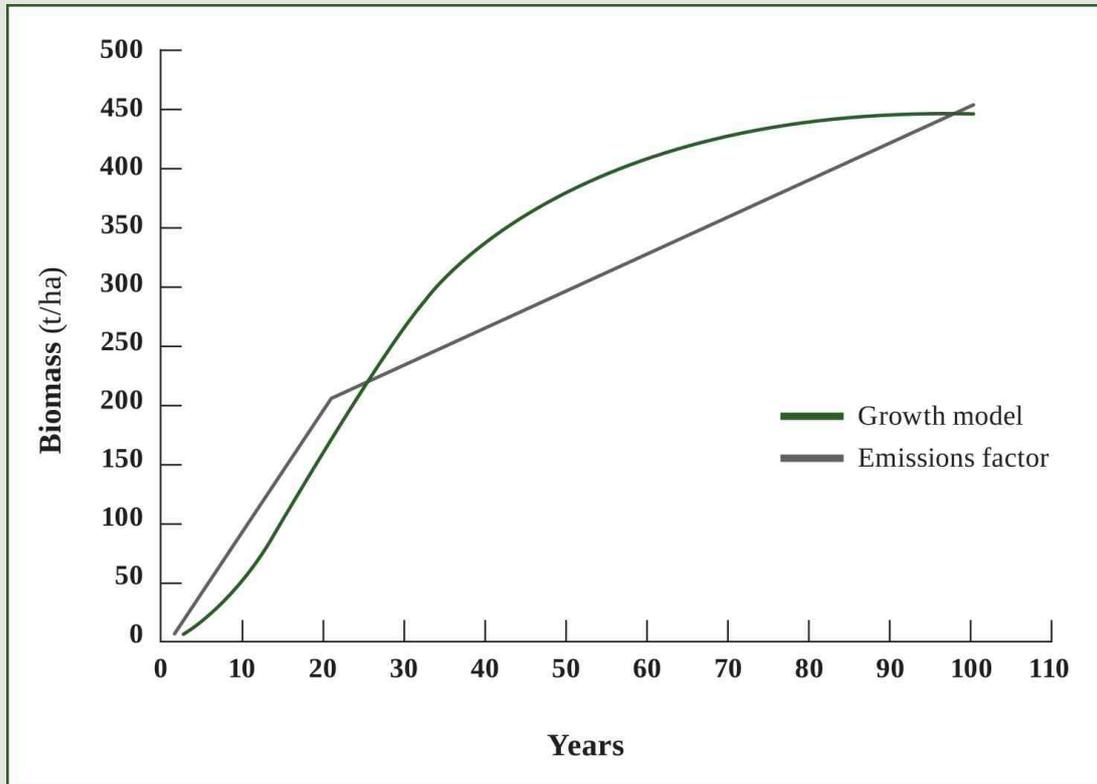
- ▶ Los **Datos** – se pueden dividir en datos de medición (tales como mediciones de los inventarios forestales) y datos derivados (tales como estimaciones de biomasa derivados de mediciones de base, p.ej., el diámetro a la altura del pecho). Los datos derivados requieren la aplicación de modelos como ecuaciones de volumen y de conicidad para estimar el volumen de los árboles, o modelos alométricos para estimar la biomasa. Los datos de medición contienen errores asociados con la medición; y los datos derivados contienen errores asociados con el modelo, además de errores de medición.
- ▶ Las **Hipótesis** – para convertir los datos de entrada en valores que se puedan utilizar en la estimación de emisiones se necesitan las hipótesis. Por ejemplo, los factores de emisiones por defecto del IPCC, plantean la hipótesis de que el crecimiento ocurre a la misma tasa entre dos momentos en el tiempo, mientras que las curvas de crecimiento suponen que el bosque sigue un patrón de crecimiento no lineal. En realidad, el crecimiento también cambia de año en año, según las condiciones meteorológicas y las perturbaciones pasadas. El grado en que estos efectos se incluyen en las estimaciones depende de la forma del modelo elegido (p.ej., modelos empíricos o basados en procesos). Estas hipótesis influyen en la precisión de los resultados en cualquier momento y no se pueden mejorar

simplemente aumentando la precisión estadística de un momento concreto.

- ▶ Los **Modelos** – todos los sistemas dependen de modelos de diversa complejidad y todos los modelos dependen de datos e hipótesis. En general, pasar de simples hipótesis o modelos –tales como curvas lineales de crecimiento en los métodos para el factor de emisiones en los Niveles 1 y 2– a curvas de crecimiento forestal más realistas e hipótesis de rendimiento en los métodos del Nivel 3, conlleva una mayor exactitud para la estimación de emisiones a través de las series temporales (Figura 10). El aumento de la complejidad entre el Nivel 2 y el 3 puede ser menor en el caso de curvas de crecimiento empíricas (las cuales se aplican regularmente en operaciones forestales en todo el mundo), o puede ser mayor si se implementan modelos fisiológicos más complejos. Los modelos se pueden combinar mediante el uso de herramientas de integración.
- ▶ Las **Herramientas de integración** – combinan múltiples flujos de información, más comúnmente datos espaciales, como los de teledetección, datos de inventario forestal de mediciones de terreno y parcelas y datos de sitios monitoreados intensivamente con modelos. Los modelos pueden ayudar a obtener estimaciones para reservorios que son difíciles de medir (p.ej., suelos) y a extrapolar las mediciones obtenidas de parcelas en el espacio y el tiempo. Las herramientas pueden variar desde simples hojas de cálculo de Excel (p.ej., **EXACT**) hasta ejecutables independientes (p.ej., **ALU** y el **software de inventario de GEI del IPCC**), además de sistemas analíticos detallados (p.ej., **CBM-CFS3, FullCAM, FLINT**). Algunas de estas herramientas pueden incorporar modelos e hipótesis, pero la mayoría son flexibles y permiten utilizar y modificar diferentes datos e hipótesis. La **Figura 5** ilustra una comparación de un modelo de factores de emisiones/absorciones y una curva de crecimiento típica. Ambos predicen una biomasa similar a los 100 años, pero el patrón es diferente, lo que lleva a un posible sesgo en las estimaciones de las tasas de acumulación de carbono en la biomasa. Ambos modelos son simplificaciones de la tasa de acumulación de biomasa real, que también varía con el tiempo en función de las condiciones climáticas y ambientales. Esto puede tener un impacto significativo en la

estimación de emisiones/absorciones durante períodos cortos.

Figura 5: Comparación entre un modelo de factores de emisiones/absorciones y una curva típica de crecimiento



2.4.1 Herramientas para datos de la actividad x factores de emisiones/absorciones

Tradicionalmente, se hace referencia a los métodos de datos de la actividad x factores de emisiones/absorciones como métodos de los Niveles 1 y 2 que, en general, son fáciles de aplicar y de comunicar. Los sistemas basados en factores de emisiones/absorciones se complican cuando hay múltiples cambios en el uso de la tierra a través del tiempo. La ecuación del carbono del suelo en las 2006GL⁽⁷³⁾ aborda este tema para los suelos y se podría aplicar para los reservorios, en su caso. El nivel de complicación depende del enfoque aplicado; y el Enfoque 2 experimenta una mayor complicación debido a la incapacidad de rastrear los múltiples cambios.

Por defecto, las directrices del IPCC suponen un período de transición de 20 años pero, si ocurren cambios subsecuentes de uso de la tierra en ese período, los sistemas basados en factores de emisiones/absorciones generalmente no poseen los factores de emisiones/absorciones adecuados para admitir múltiples transiciones y podría ser costoso generar el número requerido de factores. La adopción de esta transición linealizada de 20 años introduce sesgos en las estimaciones que se deben cuantificar.

En países donde existen múltiples ciclos de corta a hecho y regeneración (como la agricultura migratoria) es necesario estimar no solo las emisiones a partir del aclareo inicial, sino también las absorciones y las subsecuentes emisiones futuras durante ciclos repetidos de corta a hecho y regeneración. Esto se puede realizar rastreando los cambios a través del tiempo, o desarrollando un número razonable de estratos estadísticamente representativos para representar esos usos de la tierra. La representación de estos patrones de corta a hecho y regeneración se puede volver compleja, sobre todo si hay otros factores en juego como los varios tipos de bosques y los tipos de perturbaciones (p.ej., el aprovechamiento maderero comercial o el cultivo migratorio). La decisión depende de las exigencias normativas y de presentación de informes del país.

Patrones complejos de degradación u otros múltiples cambios en unidades individuales de tierra, tales como la degradación previa a la deforestación, también pueden ser difíciles de contabilizar utilizando herramientas simples debido al gran número de posibles transformaciones. La complejidad aumenta a medida que se deben incluir más tipos de estratos y de perturbaciones. Incluso si se aplican enfoques del Nivel 1 o del Nivel 2, puede ser más ventajoso utilizar herramientas más avanzadas y totalmente integradas para manejar la gran cantidad de transiciones y la combinación resultante de variaciones de las existencias.

Se han desarrollado tres herramientas principales en torno al método de datos de la actividad x factores de emisiones/absorciones que, en general, apoyan los métodos del Nivel 1 y, en algunos casos, los del Nivel 2: las herramientas **EXACT**, **ALU** y **del IPCC**. Las herramientas del IPCC y ALU se utilizan ampliamente y se actualizan continuamente para garantizar el cumplimiento de las buenas prácticas. Ambas generan resultados que cumplen con los requisitos de las 2006GL. Los datos de la actividad tabulados, generados a partir de observaciones por teledetección, pueden ser ingresados en todas estas herramientas. La herramienta ALU (**Recuadro 18**) también es capaz de utilizar datos del SIG para elaborar las estimaciones espacialmente explícitas de las emisiones del Enfoque 2, pero no puede soportar píxeles más sofisticados o modelos basados en rodales y no puede rastrear con facilidad múltiples cambios de uso de la tierra en una sola unidad de tierra (Enfoque 3). Estas herramientas

(73) Véanse la **Formulación B de la Ecuación 2.25 en el Recuadro 2.1, Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019).

aplican técnicas de propagación del error para estimar la incertidumbre en el inventario.

Recuadro 18: Software nacional de inventarios de gases de efecto invernadero para la agricultura y el uso de la tierra

El **software nacional de inventarios de gases de efecto invernadero para la agricultura y el uso de la tierra (Software ALU)** guía a un compilador de inventarios a través del proceso de estimación de las emisiones y absorciones de GEI relacionadas con las actividades agrícolas y forestales. El software simplifica el proceso de realización del inventario, dividiendo el análisis del inventario en pasos para facilitar la recolección de datos de la actividad, la asignación de factores de emisiones/absorciones y la finalización de los cálculos. El software también tiene controles internos para garantizar la integridad de los datos. Dado que muchos gobiernos tienen interés en mitigar las emisiones de GEI de la agricultura y la silvicultura y, dado que la determinación del potencial de mitigación requiere una comprensión de las tendencias de emisiones reales y la influencia del uso alternativo de la tierra y las prácticas de gestión en las emisiones futuras, el programa del Software ALU está diseñado para respaldar una evaluación de los potenciales de mitigación utilizando los datos del inventario como línea de base para proyectar las tendencias de emisiones asociadas con las alternativas de manejo. ALU se puede utilizar para estimar las emisiones y absorciones asociadas con las existencias de carbono de la biomasa, las existencias de carbono del suelo, las emisiones de óxido nitroso del suelo, las emisiones de metano del cultivo de arroz, las emisiones de metano entérico, del metano del guano y las emisiones de óxido nitroso, además de las emisiones de GEI distintos del CO₂ originadas por la combustión de la biomasa. Los métodos se basan en las directrices del IPCC. Hay dos versiones del software ALU disponibles:

1. La versión 5.0 basada en los métodos de las 2006GL.
2. La versión 4.5 basada en los métodos de la versión revisada de las 96GL y del perfeccionamiento de 2000 y la GPP2003.

El software posee varias características innovadoras, incluyendo, entre otras:

- ▶ incorpora los métodos de los Niveles 1 y 2 definidos por el IPCC;
- ▶ permite a los compiladores integrar datos espaciales de los SIG, junto con estadísticas nacionales sobre agricultura y silvicultura;
- ▶ está diseñado para producir una representación coherente y completa del uso de la tierra para la evaluación del inventario;
- ▶ puede desarrollar una caracterización acentuada para el ganado;
- ▶ posee pasos explícitos para la garantía de la calidad y el control de calidad;
- ▶ proporciona un archivo de datos y resultados a largo plazo en formato digital;
- ▶ genera informes de emisiones que pueden ser incluidos en las comunicaciones con los grupos de interés.

2.4.2 Métodos totalmente integrados

Los métodos totalmente integrados se proponen estimar las emisiones utilizando información de las condiciones específicas del terreno e impulsores de cambio tales como gestión, perturbaciones naturales y cambios de uso de la tierra. Estos sistemas son más detallados que los métodos de datos de la actividad x factores de emisiones/absorciones, pero pueden presentar enormes ventajas, entre otras:

- ▶ integración más eficiente de los datos de teledetección con las ecuaciones de estimación de las emisiones/absorciones;
- ▶ una mayor capacidad de analizar los efectos de la gestión sobre las emisiones/absorciones;
- ▶ la capacidad de proyectar estimaciones de emisiones para dar lugar a análisis del escenario;
- ▶ la capacidad de expandirse, en caso necesario, mediante el desarrollo continuo;
- ▶ métodos más automatizados para la verificación de datos y la GC/CC, incluyendo la prevención de la doble contabilización de las tierras.

En general, estos métodos son considerados del Nivel 3, pero también se pueden aplicar con los métodos de los Niveles 1 y 2. En estos casos, el método de integración puede ayudar a mejorar la exactitud total del sistema, dando cabida a mayor información sobre el historial de uso de la tierra. Estos métodos pueden permitir de manera sencilla que se apliquen los métodos de los Niveles 1 y 2 en los datos del Enfoque 3 y pueden incorporar con mayor facilidad escenarios con múltiples cambios en la misma superficie de terreno.

Los métodos totalmente integrados del Nivel 3 utilizan modelos de balance de masas que captan todos los principales reservorios de carbono y los desplazamientos entre ellos (**Recuadro 19**). Estos modelos pretenden representar mejor las variaciones de las existencias de carbono ocasionadas por actividades que no están cubiertas de manera fácil por los factores de emisiones/absorciones (tales como aprovechamientos parciales o incendios), pueden posibilitar el rastreo del destino de los materiales (p.ej., los residuos de la tala), se pueden expandir a otros reservorios tales como residuos y carbono en el suelo. Los métodos totalmente integrados incluyen a menudo herramientas para estimar el destino del material recolectado y para estimar las existencias de carbono y las emisiones derivadas de productos manufacturados a partir de madera recolectada. Hay una serie de enfoques para estimar el destino del carbono en los productos derivados de la madera extraída (Brunet-Navarro, 2016; IPCC, 2003;⁽⁷⁴⁾ IPCC, 2006,⁽⁷⁵⁾ Suplemento 2013 del PK⁽⁷⁶⁾).

Los métodos totalmente integrados del Nivel 3 también pueden usar datos de teledetección no tan solo para desarrollar los datos de la actividad, sino que estos datos también ayudan a reducir el sesgo y a mejorar la exactitud de los resultados. Por ejemplo, rastreando unidades específicas de tierra en el tiempo, es posible determinar el historial de una superficie y, por ende, predecir con mayor exactitud su condición real. Los métodos totalmente integrados tienen por objeto reunir los datos centrales de la actividad y los procesos de estimación de las emisiones. Como tales, estos métodos aplican simulaciones de Monte Carlo para estimar la incertidumbre de las estimaciones y poder manejar esta creciente complejidad.

Pueden proporcionar una plataforma de procesamiento eficiente para lidiar con historiales complejos de uso de la tierra. Los resultados y la capacidad de los métodos están restringidos por los datos y las metodologías empleadas en ellos, pero pueden tener ventajas significativas en herramientas más

(74) Véase el **Apéndice 3.a.1** de la GPG2003.

(75) Véase el **Capítulo 12 del Volumen 4** de las 2006GL.

(76) Véase la **Sección 2.8 del Suplemento 2013 del PK**.

sencillas, incluyendo la capacidad de:

- ▶ representar con exactitud los principales flujos de carbono (p.ej., crecimiento y deterioro derivados de procesos naturales, aprovechamiento, incendios y alteración por plagas de insectos);
- ▶ ser parametrizados utilizando datos disponibles o fáciles de recolectar;
- ▶ incorporar controles y contrapesos para evitar resultados poco realistas;
- ▶ incorporar pruebas para garantizar el balance de masas en todos los pasos del modelo (es decir, las entradas y salidas [flujos] siempre deben concordar con la variación en las existencias de carbono [balance de masas]).

Actualmente, no hay ejemplos operacionales de enfoques basados completamente en el proceso debido a la cantidad de datos requeridos para calibrar y hacer funcionar dichos modelos, la naturaleza a menudo limitada de sus resultados, y las estimaciones a menudo divergentes de los impactos de los impulsores ambientales en las emisiones y absorciones (Huntzinger *et al.*, 2012).

Los métodos actuales de integración operacional del Nivel 3 utilizan un abanico de modelos, desde la modelización totalmente empírica (Kurz *et al.*, 2009) hasta híbridos de procesos y modelos empíricos (Brack *et al.*, 2006; Waterworth and Richards, 2008). La elección metodológica depende de la disponibilidad de datos existentes (p.ej., de teledetección, cartográficos o de INF) y de los productos y costos requeridos.

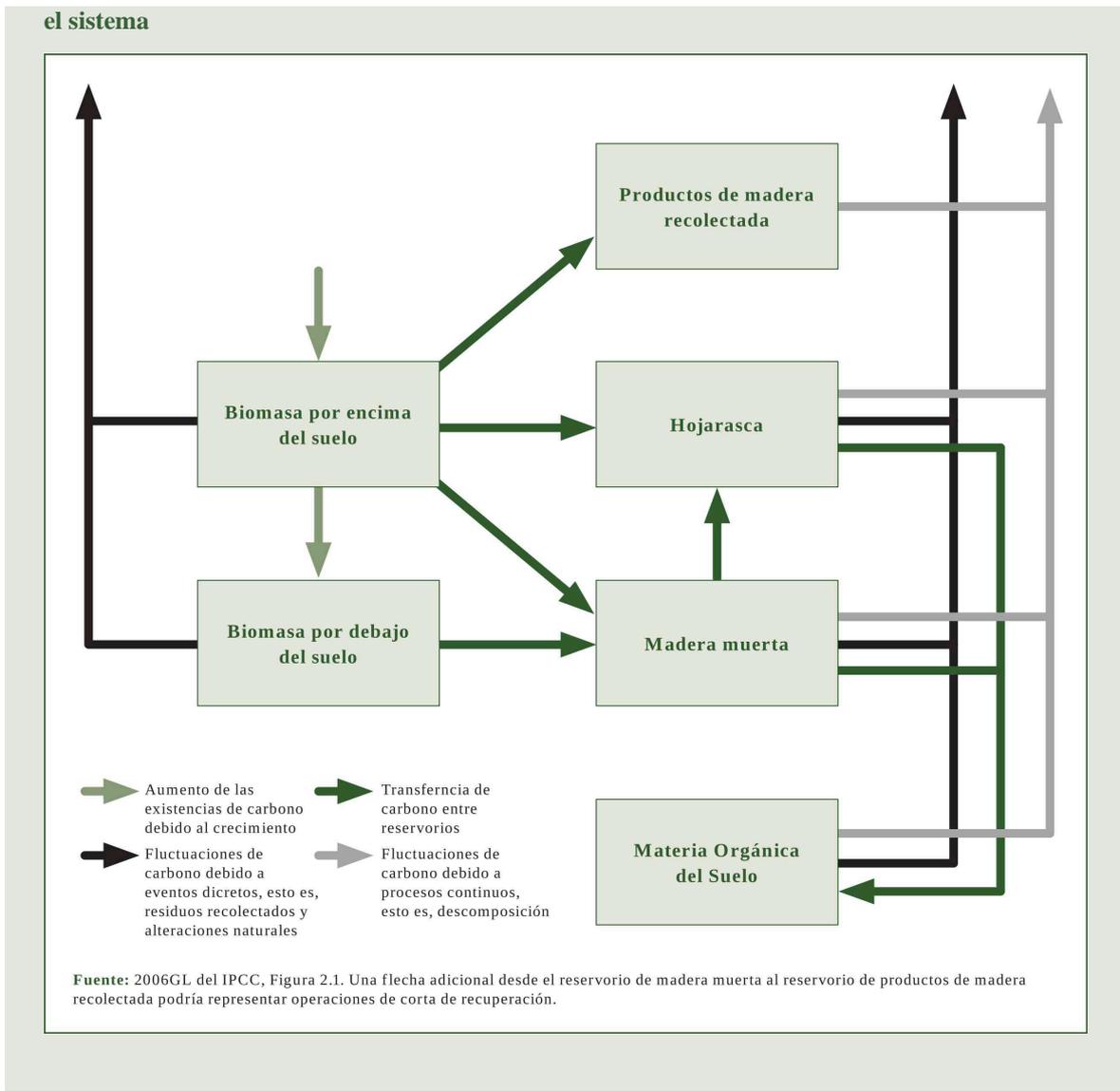
Recuadro 19: Métodos de balance de masas

En los métodos de balance de masas –también conocidos como métodos contables o conservación de la masa– las existencias y las variaciones en las existencias de cada reservorio se basan en las transferencias entre reservorios, utilizando los conocimientos del ciclo del carbono tal como se muestra en la **Figura 6**. Los sistemas de balance de masas se pueden utilizar para estimar las emisiones/absorciones anuales y para rastrear emisiones/absorciones ocasionadas por eventos específicos tales como el aprovechamiento o los incendios.

Para su aplicación en sistemas de inventarios nacionales, es necesario que los métodos totalmente integrados de balance de masas al menos:

- ▶ sean capaces de representar con precisión los principales flujos de carbono (p.ej., los flujos de procesos naturales como el crecimiento y la descomposición, la recolección, los incendios, el ataque de insectos);
- ▶ se parametricen utilizando datos disponibles o fáciles de recolectar;
- ▶ dispongan de controles y contrapesos para evitar resultados poco realistas;
- ▶ dispongan de pruebas para garantizar el balance de masas en todos los pasos del modelo;
- ▶ dispongan de entradas y salidas (flujos) que concuerden con las variaciones en las existencias de carbono;
- ▶ sean capaces de estimar y notificar la incertidumbre.

Figura 6: Ciclo de carbono generalizado de los ecosistemas terrestres de ASOUT donde se aprecian los flujos de carbono al/del sistema, así como entre los cinco reservorios de carbono en



Recuadro 20: Descripción de ejemplos de herramientas totalmente integradas

Varios países utilizan herramientas totalmente integradas para estimar las emisiones de las tierras forestales. Actualmente existen dos herramientas operacionales totalmente integradas que se utilizan para informar a la CMNUCC: el Modelo de contabilización total de carbono (FullCAM) de Australia; y el Modelo de presupuesto de carbono del sector forestal canadiense (CBM-CFS3). Ambos se han utilizado para desarrollar múltiples inventarios en sus respectivos países y también se han aplicado en otros países. Por ejemplo, el Centro Común de Investigación de la Comisión Europea ha aplicado el CBM-CFS3 en 26 países del continente, proporcionando una metodología única y coherente para comparar las notificaciones a nivel de país (Pilli *et al.*, 2016). Ambas herramientas están disponibles gratuitamente y, en el caso del CBM-CFS3, están respaldadas por soporte, incluidos cursos de capacitación frecuentes y sistemas de ayuda por correo electrónico.

Tanto FullCAM como CBM-CFS3 son métodos de balance de masas que utilizan una combinación de modelos empíricos y de proceso para estimar las emisiones de todos los reservorios. La ventaja de estos métodos es que todos los datos (p.ej., curvas de crecimiento, factores de emisiones, calibraciones de modelos, datos de la actividad) se mantienen externamente a los sistemas y solo se incluyen en el marco cuando es necesario. Esto permite que los datos se actualicen fácilmente y para el desarrollo de proyecciones (Stinson *et al.*, 2011; Smyth *et al.*, 2014; Australian Government, 2011).

CBM-CFS3

El CBM-CFS3 es un ejemplo de método de integración flexible que puede implementar referencias espaciales (Stinson *et al.*, 2011; Kurz *et al.*, 2008) y enfoques espacialmente explícitos (ambos, basados en polígonos (Mascorro *et al.*, 2015) y basados en píxeles (Trofymow *et al.*, 2008) para simular la dinámica del carbono forestal afectada por el crecimiento del bosque, la mortalidad, las perturbaciones naturales, la gestión forestal y el cambio de uso de la tierra. Asimismo, el modelo puede simular un solo rodal, una región o varios centenares de millones de hectáreas de bosques. Dependiendo de los datos disponibles, se puede escalar desde la representación de un pequeño número de estratos forestales hasta la representación de miles de estratos forestales. Este modelo se ha aplicado en Canadá, China, 26 países de la Unión Europea, Corea, México, la Federación de Rusia y otros países. Debido a que el modelo se desarrolló hace más de 15 años, las principales restricciones en la caja de herramientas surgen de las limitaciones de software y hardware que vuelven difícil y poco práctico escalar el modelo a enfoques basados en píxeles con millones de píxeles. Si bien se han desarrollado algunas herramientas como soluciones temporales, se están realizando esfuerzos para implementar los módulos científicos del CBM-CFS3 en una nueva plataforma (FLINT).

FullCAM

El modelo de contabilización total de carbono es otro ejemplo de método de integración flexible. Al igual que CBM-CFS3, puede operar utilizando enfoques espacialmente referenciados o espacialmente explícitos, pero su principal fortaleza es ejecutar sistemas basados en píxeles. FullCAM también puede modelizar las emisiones de todo el sector terrestre (usos de la tierra tanto forestales como no forestales). Modeliza los procesos biológicos y de gestión que afectan las existencias de carbono y las transferencias entre las existencias en los sistemas forestales y agrícolas. Los intercambios de carbono, la pérdida y la absorción entre el sistema biológico terrestre y la atmósfera se contabilizan en el modelo de balance de masas de ciclo cerrado completo, que incluye toda la biomasa, la materia orgánica del suelo y los

reservorios del suelo (Waterworth and Richards, 2008). El análisis y los informes incluyen todos los reservorios de carbono (biomasa, materia orgánica muerta y suelo), GEI (dióxido de carbono, metano y óxido nitroso).

FullCAM ha estado apoyando la elaboración del inventario nacional de GEI de Australia desde el año 2005. Aunque se basa en modelos constitutivos preexistentes (como CamFOR y Roth-C), había algunos elementos en el diseño inicial que eran específicos para Australia y no estaban diseñados teniendo en cuenta un objetivo más internacional. Por consiguiente, igual que con todos los sistemas, la implementación de modelos específicos de un país requiere un apoyo más detallado. Por otro lado, gran parte del sistema es genérico y los elementos específicos para Australia están siendo estandarizados para garantizar una aplicación más amplia.

FLINT

La Herramienta de integración total de las tierras (FLINT, por sus siglas en inglés) es una herramienta de integración de segunda generación actualmente en desarrollo a través de la colaboración entre Kenya, Australia y Canadá. La necesidad de tener una herramienta como FLINT surgió por el hecho de que no había herramientas de integración capaces de satisfacer todas las exigencias de los sistemas para emisiones terrestres de Kenya (SLEEK). Debido al costo que implica desarrollar una herramienta de integración, se tomó la decisión de diseñar FLINT como marco genérico para permitir que otros países la adaptaran fácilmente a su situación nacional sin afrontar costes de desarrollo. FLINT ha sido diseñada como método para la estimación operacional de GEI para la MNV del sector terrestre. Este marco es una implementación operativa de los métodos ASOUT (niveles y enfoques) proporcionados en las Directrices del IPCC de 2006 y está diseñado para ser coherente con el DMO.

FLINT incorpora las enseñanzas de los equipos que desarrollaron el CBM-CFS3 y el FullCAM. Las principales características de diseño son:

- ▶ Método total del balance de masas que puede ayudar a cumplir con todos los requisitos del IPCC.
- ▶ Una plataforma personalizable para cumplir con los requisitos del IPCC.
- ▶ Diseño modular del sistema que permite a los países agregar de manera sencilla sus propios módulos de carbono.
- ▶ Capacidad de funcionar en modelos espacialmente explícitos y espacialmente referenciados.
- ▶ Capacidad de elaborar informes de emisiones y absorciones anteriores, además de proyecciones en apoyo de los análisis de políticas tales como REDD+ o escenarios de mitigación.
- ▶ Mayor velocidad de simulación y capacidad de ser ejecutado en grupos de ordenadores y esquemas en la nube, lo que facilitará el uso de las herramientas en países con recursos informáticos limitados.
- ▶ Acceso a series de datos mundiales tales como series temporales de teledetección y niveles de datos que se pueden utilizar para aumentar los datos regionales y nacionales.
- ▶ Métodos flexibles de representación de todos los usos de la tierra.

Se han realizado demostraciones de FLINT en Colombia, Indonesia, Kenya, Papua Nueva Guinea, Filipinas, Corea del Sur y Tanzania; también se ha probado ampliamente en Canadá

como réplica del modelo CBM-CFS3. Cada implementación de FLINT en un país es única hasta cierto punto, aunque se comparten muchos elementos del marco. El plan de desarrollo de FLINT incluye una evaluación técnica independiente del marco consistente con un proceso de revisión de la CMNUCC para fines de garantía de la calidad.

2.4.2.1 Métodos espacialmente explícitos

Los métodos espacialmente explícitos rastrean los cambios individuales dentro del paisaje. Son particularmente útiles en paisajes dinámicos donde hay múltiples cambios en el uso y manejo de la tierra a través del tiempo. Este es el caso más común en los países en desarrollo, pero ocurre también en países como Australia y Canadá que utilizan estos métodos.

Tres métodos son importantes:

- ▶ **Métodos basados en rodales** – son similares a los métodos que aplican muchas agencias forestales para evaluar el crecimiento de las reservas de madera. En esta configuración, se elaboran estimaciones de emisiones y absorciones para cada uno de los rodales y los resultados se suman para toda la superficie de bosque. Los métodos basados en rodales son apropiados para países que poseen cartografías detalladas de los rodales y de los bloques explotados, junto con detalles sobre actividades tales como registros de explotaciones y replantaciones. Estas cartografías no suelen derivarse de datos de teledetección, si bien estos pueden utilizarse para determinar los límites de los rodales. Estos métodos son apropiados para situaciones donde existe un buen historial de manejo forestal. También brindan la posibilidad de tener métodos más avanzados para elaborar proyecciones de emisiones en base a los cambios propuestos en la explotación, o predecir la probabilidad de alteraciones naturales. Son menos útiles en países con un historial limitado de cartografías de rodales y muchos cambios de uso de la tierra.
- ▶ **Métodos basados en píxeles** – rastrean píxeles individuales como unidades de tierra, en vez de rodales, aunque píxeles con similares características se pueden combinar para aumentar la eficiencia. Los métodos basados en píxeles tratan de utilizar todo el potencial de las fuentes de observaciones con sensores remotos de las series temporales históricas y son adecuados en situaciones de múltiples cambios de uso de la tierra o de la cobertura de la tierra en el tiempo (p.ej., la agricultura migratoria). También son adecuados para la deforestación, y en casos donde existen pocos (o no existen) registros históricos de las actividades forestales que son insuficientes para aplicarse en los métodos basados en rodales. Los métodos basados en píxeles utilizan datos espaciales y no espaciales para parametrizar el modelo para cada píxel. Esto se logra mediante la integración de información obtenida por teledetección con otras series de datos espaciales (tales como clima, productividad, tipo de suelo, tipo de bosque) y series de datos espacialmente referenciados que proporcionan información específica de cada especie y del manejo. La suma de los resultados de todos los píxeles (relevantes) constituye la estimación para la región o la nación.
- ▶ **Combinación de métodos basados en píxeles y basados en rodales** – en teoría, es posible desarrollar un enfoque que combine los métodos basados en píxeles y basados en rodales para eliminar la potencial debilidad de cada enfoque. Hasta ahora no se ha intentado realizar esto en un sistema operacional. En la actualidad, existen algunos esfuerzos para desarrollar herramientas que puedan hacer esto, pero aún son prototipos.

2.4.2.2 Métodos espacialmente referenciados

Los métodos espacialmente referenciados utilizan información acerca del uso de la tierra y de actividades dentro de los límites geográficos. Se desconoce el emplazamiento completo del bosque y la actividad que impulsa las emisiones y absorciones dentro de la superficie de tierra, a pesar de que los límites geográficos de la tierra se pueden determinar mediante consideraciones administrativas o ecológicas. Por ejemplo, es posible determinar mediante el muestreo (a través de datos de teledetección o del inventario forestal) la cantidad de tierra en una región que está cubierta por un tipo de bosque específico. El muestreo no suministra información sobre la ubicación exacta de estos

bosques, pero si está bien diseñado y es apropiado, puede proporcionar una estimación exacta y precisa de la superficie total. El muestreo continuo se puede utilizar para determinar cambios en la superficie. La superficie y el cambio en la superficie se pueden utilizar en métodos de integración para estimar las emisiones.

Los métodos espacialmente referenciados emplean datos de gestión regionales o específicos para cada especie y curvas de crecimiento forestal derivadas de sitios de investigación o datos del inventario forestal. Estos métodos son adecuados para elaborar proyecciones ya que no es necesaria la ubicación exacta de los cambios proyectados. También son adecuados para situaciones donde se generan datos de la actividad a partir de muestreos de datos de teledetección y se pueden aplicar a los modelos adecuados para generar estimaciones de emisiones y absorciones.

2.4.3 Consideraciones prácticas al elegir una herramienta de integración

La elaboración de una herramienta de integración, incluso para el método más sencillo de datos de la actividad x factores de emisiones/absorciones, requiere gran experiencia técnica e inversión de tiempo y dinero. Estas herramientas de integración ayudan a sintetizar coherentemente grandes series de datos y a producir informes automáticos. Deben ser lo suficientemente transparentes para que los revisores puedan entenderlas y evaluarlas. Ya que estas herramientas formarán la base a partir de la cual se generan las estimaciones para la elaboración de informes internacionales, deben emplear principios profesionales para el desarrollo de software, incluyendo verificaciones internas, ensayos de las unidades y controles de la versión. Asimismo, el cambio de los marcos puede ser una tarea costosa y requerir mucho tiempo, de tal forma que es una **decisión de diseño técnico** fundamental optar por el marco adecuado para el SNMF. Por este motivo, los países pueden optar por utilizar las herramientas existentes en vez de desarrollar sus propios instrumentos.

Para seleccionar un método de integración para la MNV hay que tomar en cuenta algunos aspectos prácticos y científicos, entre otros:

- ▶ requisitos de elaboración de informes nacionales e internacionales;
- ▶ disponibilidad de datos;
- ▶ medios y capacidades técnicas;
- ▶ normas mediante las cuales se evaluará el sistema y sus resultados, tales como los principios del IPCC y los principios de TEICC;
- ▶ disponibilidad de los métodos de integración (también señalados como herramientas de integración) y de los conocimientos específicos para implementarlos dentro del país;
- ▶ eficacia en función de los costos.

Algunos aspectos que se deben considerar al tomar la decisión son:

- ▶ **Sostenibilidad de la herramienta a largo plazo** – la MNV debe operar en el futuro inmediato y, por ende, la herramienta de integración debería tener buenas posibilidades de mantenimiento y desarrollo continuos.
- ▶ **Apoyo para la implementación** – los usuarios necesitan algún tipo de ayuda para implementar las herramientas de integración. Si bien los manuales del usuario, las tutorías y los talleres de capacitación son útiles, es poco probable que por sí solos suministren toda la información y las recomendaciones necesarias. Es útil que las herramientas posean un programa de apoyo al cual se puede acceder fácilmente cuando sea necesario, además de una comunidad activa de usuarios.

- ▶ **Flexibilidad y adaptabilidad** – las decisiones sobre qué mediciones terrestres o datos de teledetección recolectar y cómo analizarlos serán motivadas por la elección del método de integración y de las metodologías de estimación de emisiones a utilizar. La herramienta no debe cumplir solo con las metas a corto plazo, sino que además debe ser capaz de apoyar futuras mejoras planificadas. Esto podría incluir herramientas que pueden apoyar factores de emisiones, pero también permitir la progresión de los métodos del Nivel 3.

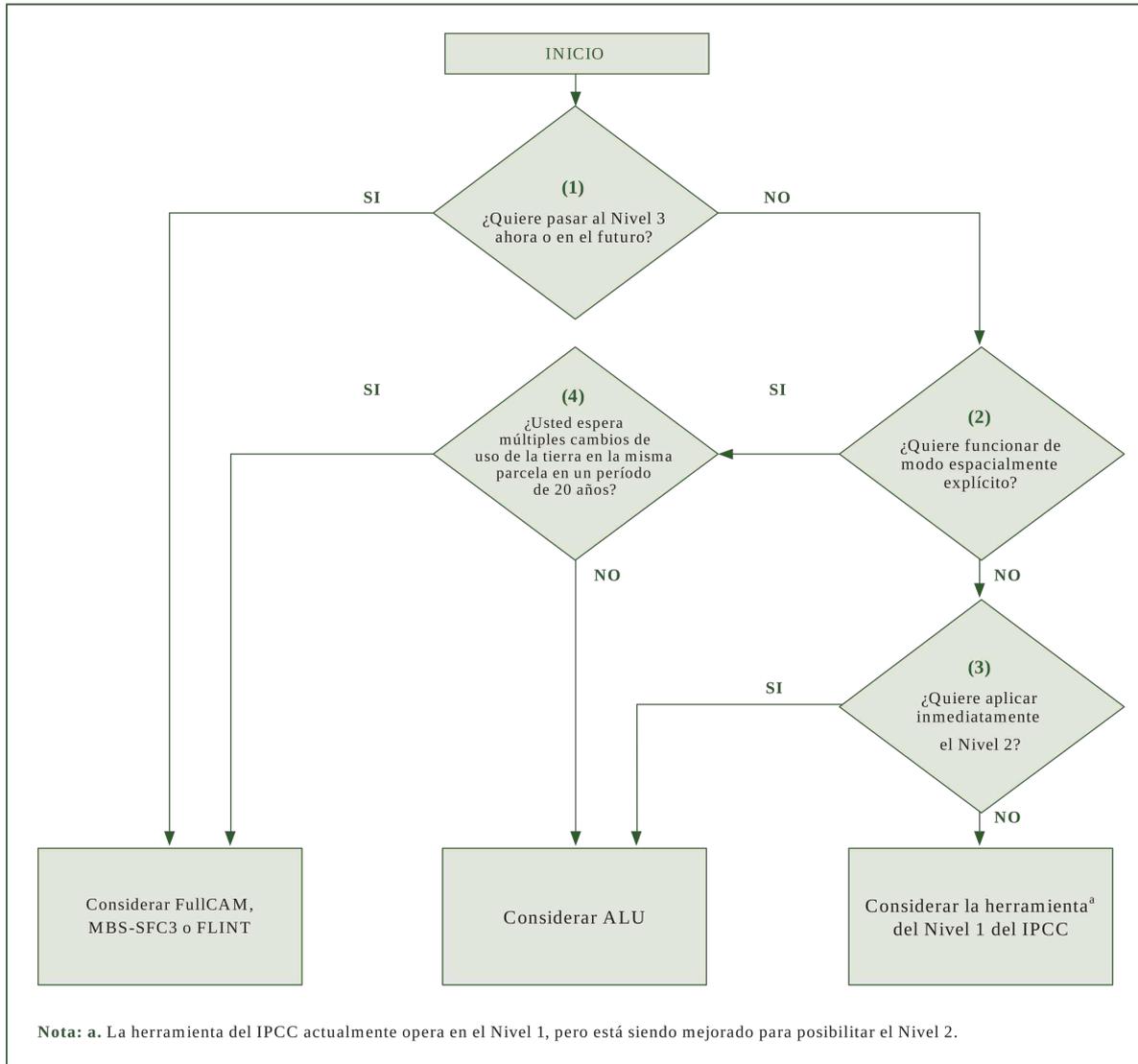
Si se desea utilizar una herramienta de integración, hay tres opciones disponibles:

1. **Utilizar una herramienta existente** – las herramientas existentes abarcan toda la gama de niveles y enfoques y son aptas para la mayoría de las circunstancias de los países. Cada herramienta tiene sus ventajas y desventajas que se deben evaluar cuidadosamente antes de tomar alguna decisión (**Figura 7**). Estas herramientas de integración existentes son calculadoras ampliamente genéricas que permiten el uso de datos específicos del país. Es posible utilizar más de una de estas herramientas para diferentes partes de las estimaciones de emisiones del uso de la tierra, sobre todo en el contexto del sistema completo de informes sobre inventarios del sector tierra para la CMNUCC.
2. **Adaptar una herramienta existente** – hay muchos modelos y sistemas que se pueden adaptar para la estimación de emisiones. La adaptación de una herramienta existente debe estar acorde con los requisitos del IPCC y de la CMNUCC, de la misma forma que el desarrollo de una nueva herramienta. Se deben considerar muy cuidadosamente los costos de adaptar una herramienta existente, con respecto a la adaptación y al mantenimiento. Es importante poder acceder al código base o a los desarrolladores de la herramienta que son responsables de ella. Si se requiere solo un modelo (p.ej., modelo de suelos, modelo de materia orgánica muerta, etc.), puede ser más adecuado utilizar solo ese modelo en una herramienta de integración existente.
3. **Desarrollar una nueva herramienta** – si bien es posible desarrollar una nueva herramienta de integración, se deben considerar muy cuidadosamente los costos, tanto para el desarrollo, como para el mantenimiento continuo. Es probable que herramientas sencillas, basadas en Excel, sean más limitantes y puede que no brinden ningún beneficio para las herramientas existentes. Las herramientas codificadas específicas son costosas de desarrollar y requieren de conocimientos específicos para ser mantenidas. Si se necesita una nueva herramienta, entonces esta debe ser desarrollada de conformidad con los requisitos del IPCC y de la CMNUCC.

Es posible usar una combinación de estos tres métodos, en especial en las fases iniciales. Por ejemplo, el método de integración INCAS, de Indonesia, utiliza una combinación de herramientas existentes para la mayoría de los componentes, pero ha desarrollado algunos sistemas simples de hojas de cálculo para cubrir las emisiones de las turberas. No obstante, está planificando combinarlas en el futuro en

una sola herramienta como parte de la mejora continua.

Figura 7: Árbol de decisión para elegir una herramienta de integración existente



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:

Punto de decisión 1: ¿Quiere pasar al Nivel 3 ahora o en el futuro?

El enfoque progresivo es consistente en países que pasan de niveles más bajos a niveles más altos a medida que hay mayor disponibilidad de datos y métodos. Incluso si inicialmente se presentan informes en niveles bajos, si existe el deseo de pasar al Nivel 3 en el futuro, es ventajoso hacer eso en el mismo método. Pasar de un método a otro puede ser costoso y demandar mucho tiempo.

Punto de decisión 2: ¿Quiere funcionar de modo espacialmente explícito?

Una motivación para utilizar datos de teledetección es permitir la trazabilidad de unidades de tierra a través del tiempo (Enfoque 3 del IPCC, espacialmente explícito). Para ello se necesitan herramientas que puedan utilizar datos espacio-temporales que combinen series temporales de manera coherente.

Punto de decisión 3: ¿Quiere pasar inmediatamente al Nivel 2?

El ALU apoya los Niveles 1 y 2. La herramienta del IPCC apoya el Nivel 1 y en parte el Nivel 2, si bien se está trabajando continuamente para permitir una completa capacidad en el Nivel 2.

Punto de decisión 4: ¿Usted espera múltiples cambios de uso de la tierra en la misma parcela en un período de conversión?

Las fuentes de observaciones con sensores remotos pueden revelar muchas superficies que han tenido múltiples cambios de uso de la tierra durante períodos breves. Estimar las emisiones de tierras que han tenido varios cambios en la unidad de uso de la tierra puede ser difícil cuando se utilizan métodos del Nivel 1 o 2, especialmente cuando los efectos retardados son importantes (p.ej., en el caso de las emisiones del suelo). El Perfeccionamiento de 2019 aborda los temas asociados con los múltiples cambios utilizando la Formulación B de la Ecuación 2.25.⁽⁷⁷⁾

2.5 Consideraciones metodológicas relativas a REDD+

Este capítulo describe sistemáticamente los métodos de estimación para las actividades de REDD+ de manera coherente con la orientación del IPCC y presenta marcos de integración que facilitan la estimación de emisiones y absorciones. A lo largo del capítulo se proporciona orientación para ayudar en la elección de las metodologías de estimación y los métodos de integración adecuados.

2.5.1 Métodos de estimación para las actividades de REDD+

Dado que la orientación del IPCC no se refiere específicamente a las actividades de REDD+, las recomendaciones del DMO establecen la conexión necesaria entre la orientación del IPCC y las actividades de REDD+. El DMO no reproduce la orientación del IPCC, pero realiza referencias cruzadas, en su caso. La GPG2003 proporciona orientación sobre las fuentes de datos que se deben utilizar junto con los datos de teledetección y terrestres (p.ej., sobre las densidades de carbono para usos no forestales de la tierra o factores de emisiones y absorciones asociadas con GEIs distintos del CO₂).

El DMO asume que debería haber una coherencia metodológica entre las estimaciones, y que se debería evitar el doble conteo de emisiones y absorciones. Las siguientes recomendaciones logran la coherencia, ya que sugieren los mismos métodos para la estratificación del bosque y para la estimación, en toda la gama de actividades de REDD+. La posible doble contabilización se evita suministrando recomendaciones sobre las circunstancias bajo las cuales se deberían estimar conjuntamente la degradación de los bosques y otras actividades de REDD+. Los métodos para procesar los datos de teledetección también pueden tener reglas para garantizar que no se contabilice dos veces cualquier píxel o unidad cartográfica entre las actividades de REDD+.

El método para combinar los cambios en la superficie y las variaciones en las densidades de carbono depende del muestreo o del método de modelización adoptado por el SNMF. En los métodos de ganancias-pérdidas (descritos más adelante) la superficie de tierra afectada por las actividades de REDD+ se multiplica por la variación en el carbono por unidad de superficie (p.ej., la variación de la densidad de carbono) en los diferentes reservorios para estimar las emisiones o absorciones totales netas de carbono. Los métodos descritos en este capítulo se deben utilizar junto con la orientación señalada en el **Capítulo 3** y el **Capítulo 4**, que describen los datos de adquisición de la superficie y los datos de la densidad de carbono y las incertidumbres asociadas, e incluyen correcciones de datos de la superficie para que no haya sesgos. Los métodos asumen que se harán estimaciones anuales, incluyendo la corrección de sesgos en las estimaciones, si bien en principio se podrían utilizar otros

⁽⁷⁷⁾ Véase el **Recuadro 2.1 en el Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019).

períodos.

La deforestación se estima como la suma de las emisiones y absorciones asociadas con conversiones de tierras forestales a otros usos. Las absorciones son posibles debido al crecimiento de la biomasa en el uso de la tierra posterior a la deforestación (p.ej., tierras agrícolas, pastizales), después de la conversión. Ni la **GPG2003** ni las **2006GL** identifican la degradación forestal, la conservación de las existencias forestales de carbono y la gestión forestal sostenible por sus nombres, pero estas se pueden estimar como el efecto de las intervenciones humanas en las emisiones y absorciones en tierras que se seguirán utilizando como bosques, es decir, según la terminología del IPCC, tierras forestales que permanecen como tal. El aumento de las existencias de carbono en bosques se puede producir dentro de los bosques existentes e incluye el efecto derivado de la conversión a tierras forestales de tierras dedicadas a otros usos. En las siguientes secciones se describe la manera en que se realizan esas estimaciones, incluyendo las referencias cruzadas entre los métodos descritos por el IPCC. El **Recuadros 12** resume el modo en que se relacionan entre sí las actividades de REDD+ y las categorías de uso de la tierra del IPCC.

Cuando se utilizan métodos de muestreo basados en INF u otros métodos (incluida la inferencia basada en modelos), se puede estimar la media en las densidades de carbono a partir de la muestra, la cual se puede estratificar por tipo de bosque o régimen de perturbación para aumentar la eficacia del muestreo. Estas existencias de carbono se pueden, después, aplicar en la **creación de factores de emisiones**. Cuando se utilizan métodos inferenciales basados en el modelo, las densidades de carbono para las superficies en cuestión se infieren a partir del modelo utilizado, y se modeliza la variación de la densidad de carbono. Los métodos inferenciales basados en modelo asumen que los datos de los INF, cuando existan, se utilizan para calibrar y validar los modelos mismos, en vez de ser utilizados como extensión para estimar de forma directa las actividades de REDD+.

Es muy probable que los países utilicen datos ópticos de resolución media para implementar la orientación del DMO. Es probable que otros tipos de datos, incluyendo datos ópticos de alta resolución y de RADAR, se utilicen cada vez más a medida que mejore su disponibilidad y evolucionen las técnicas de procesamiento.⁽⁷⁸⁾ En la **Sección 2.4** se incluyen orientaciones sobre métodos basados en transiciones y tendencias en y entre estratos.

2.5.1.1 Estimación de las emisiones derivadas de la deforestación

Deforestación es la conversión de tierras forestales a otras categorías de tierras. En el contexto del IPCC, las posibles categorías son: tierras agrícolas, pastizales, humedales, asentamientos u otras tierras. El total de emisiones por deforestación depende de la cantidad de carbono que había en el bosque al momento de la corta a hecho, cómo fue despejada esa tierra y su uso posterior. Por ejemplo, es probable que la pérdida de carbono en el suelo sea mayor en las tierras agrícolas que en los pastizales permanentes; y continuará por algún tiempo hasta que los reservorios alterados establezcan un nuevo equilibrio dinámico. Si la deforestación va acompañada con el drenaje de los suelos orgánicos, las

(78) No existe una definición totalmente consensuada de los términos resolución “baja”, “media” y “alta” (también llamada fina) y, por lo tanto, para tener total claridad es mejor especificar la resolución numéricamente. Cuando estos términos se utilizan en el DMO, baja se refiere a resoluciones espaciales de más de 250 metros; media entre 10 y 80 metros; y alta a menos de 10 metros. Estos rangos son determinados mediante las metodologías descritas en el DMO, y por los datos de teledetección disponibles a través de la **transmisión de datos esenciales del Grupo de coordinación de datos espaciales**. Las resoluciones intermedias de entre 80 y 250 metros se clasificarán, por defecto, como bajas.

emisiones persistirán mientras el suelo se mantenga drenado o mientras quede materia orgánica.⁽⁷⁹⁾

El **Capítulo 3 de la GPG2003** incluye orientaciones para estimar las emisiones y absorciones asociadas con la conversión de una categoría de la tierra a otra, abarcando todos los reservorios y gases con algunas simplificaciones en el Nivel 1. No se incluye la deforestación como una única categoría de conversión debido a que la orientación se estructura en torno a la estimación del efecto que tiene la conversión a la nueva categoría, en vez de apartada de la categoría anterior. Esto quiere decir que el **Capítulo 3 de la GPG2003** no ofrece orientaciones metodológicas específicas para la deforestación calificada como tal. Dado que la deforestación es una actividad reconocida en el marco del Protocolo de Kyoto, el **Capítulo 4 de la GPG2003**, que contiene orientación adicional para estimar y notificar las actividades concernientes al PK, aborda la deforestación en el contexto del PK, al igual que la **Sección 2.6 del Suplemento IPCC 2013 del PK**.

El DMO sugiere que se debe estimar la deforestación como la suma de conversiones desde tierras forestales hacia otros usos de la tierra (en general, tierras agrícolas, pastizales, o asentamientos). La **Sección 4.2.6, Capítulo 4 de la GPG2003** establece una referencia cruzada con las secciones del **Capítulo 3 de la GPG2003** necesarias para este fin. Las secciones pertinentes se enumeran en la **Tabla 9** y se pueden utilizar junto con las recomendaciones que se ofrecen a continuación para estimar las emisiones derivadas de la deforestación.

Las medidas son:

- ▶ Considerar sucesivamente las cinco posibles conversiones de bosque identificadas en el índice *i*.
- ▶ Si la conversión correspondiente al valor actual de *i* no tiene lugar, su contribución adicional a las emisiones de la deforestación para el año en cuestión es igual a cero.
- ▶ Si la conversión tiene lugar, se deben estimar las emisiones derivadas de la superficie recientemente convertida utilizando la metodología proporcionada en la sección correspondiente de la GPG2003 o, en su caso, de las 2006GL.

Incluso si no tuviera lugar la *i*th conversión en el año en curso, podría haber emisiones que emanen de los efectos retardados (p.ej., en el reservorio de carbono en el suelo)⁽⁸⁰⁾ para las conversiones de este tipo ocurridas en años anteriores. En estos casos, es preciso utilizar datos históricos para estimar las emisiones derivadas de la deforestación y evaluar el eventual uso de la tierra después de la deforestación. En los métodos del Nivel 1 del IPCC, en general se asume que los cambios ocurren en un período de 20 años y la tierra deja de estar en una categoría de conversión 20 años después de que esta haya ocurrido. Por tanto, sería razonable basar las emisiones derivadas de la deforestación en datos de conversión que abarquen los últimos 20 años, a menos que un país aún no posea la capacidad de trazabilidad necesaria, o desee utilizar un período más extenso (p.ej., para capturar las emisiones en curso derivadas de suelos orgánicos drenados), o desee reasignar la tierra a diferentes actividades de REDD+, probablemente a partir de una justificación metodológica o normativa. En cualquier caso, los países deben garantizar que las estimaciones de las emisiones y absorciones de REDD+, y la estimación de los NREF/NRF, se hagan de manera coherente.

Si no se dispone de datos para ese período, aún se pueden estimar las emisiones derivadas de la deforestación, pero revelarían un efecto transitorio ya que se acumulan las estimaciones de emisiones disminuidas estimadas. La omisión de estas emisiones disminuidas en la contabilización puede llevar a un sesgo en los NREF/NRF y en la notificación de emisiones. Si los bosques se han estratificado,

(79) Véase la **Sección 2.2.1, Suplemento 2013 de las Directrices 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero: Humedales**.

(80) Los efectos de la reducción se consideran en el **reservorio de carbono orgánico del suelo** en el Nivel 1. Los Niveles superiores pueden considerar la dinámica de otros reservorios de forma explícita.

por ejemplo, en el marco de la Evaluación de los recursos forestales mundiales (FAO,y JRC, 2012) en bosque primario,⁽⁸¹⁾ bosque natural modificado⁽⁸²⁾ y bosque plantado⁽⁸³⁾ (los que pueden tener a su vez diferentes sustratos tales como mojado, húmedo, montañoso, etc.) las medidas de orientación descritas se repiten para cada estrato o sustrato utilizado.

Las emisiones derivadas de la deforestación en el año bajo observación corresponden a la suma de conversiones de cada tipo de bosque ocurridas en el año en curso, más los efectos disminuidos a partir de las conversiones ocurridas en cualquier categoría durante los 20 años anteriores, o para otro período de tiempo que se estén utilizando. Los métodos del IPCC identificados en la **Tabla 9** abarcan todos los reservorios y gases para los cuales están disponibles las metodologías del Nivel 1 y que se pueden considerar como la fuente de emisiones significativas derivadas de la deforestación. Las recomendaciones para la interpretación del término “significativo” en el contexto de REDD+ se proporciona en la **Sección 2.3.9**.

Tabla 9: Posibles conversiones que contribuyen a la deforestación y la orientación aplicable del IPCC para estimar las emisiones conexas

Índice <i>i</i>	Posibles conversiones	Sección de la GPG2003 donde se propone el método de estimación	Sección correspondiente en las 2006GL	Suplemento 2013 Humedales
1	Bosque a tierras agrícolas	3.3.2	Volumen 4, Sección 5.3	Capítulo 5. Capítulo 2
2	Bosque a pastizales	3.4.2	Volumen 4, Sección 6.3	
3	Bosque a humedales	3.5.2	Volumen 4, Capítulo 7	Capítulo 3
4	Bosque a asentamientos	3.6.2	Volumen 4, Sección 8.3	
5	Bosque a otras tierras	3.7.2	Volumen 4, Sección 9.3	

La conversión a otra categoría de la tierra puede estar asociada con un cambio en las existencias de biomasa (p.ej., se puede disminuir la biomasa a través del aclareo de tierras), en las repoblaciones u otras actividades antropogénicas. Estos cambios iniciales en las existencias de carbono de la biomasa

(81) Esencialmente bosque natural intacto.

(82) Bosques de árboles de especies nativas que han crecido de manera natural donde haya evidencia de actividades humanas. La FRA, 2015 se refiere a bosque primario, otros bosques regenerados naturalmente y bosque plantado.

(83) Bosques compuestos por árboles colocados mediante plantación o siembra con intervención humana. Incluyen plantaciones forestales seminaturales con especies autóctonas y plantaciones forestales que comprenden especies exóticas.

($\Delta C_{\text{CONVERSION}}$) se calculan de la siguiente manera:⁽⁸⁴⁾

Ecuación 1

$$\Delta C_{\text{CONVERSION}} = \sum_i ((B_{\text{AFTER}i} - B_{\text{BEFORE}i}) \times \Delta A_{\text{TO} - \text{OTHER}i}) \times \text{CF}$$

Donde:

$\Delta C_{\text{CONVERSION}}$ = cambio inicial en las existencias de carbono en la biomasa de tierras convertidas a otra categoría de tierra, toneladas C/año

$B_{\text{AFTER}i}$ = existencias de biomasa o tipo de tierra i inmediatamente después de la conversión, toneladas d.m./ha

$B_{\text{BEFORE}i}$ = existencias de biomasa o tipo de tierra i antes de la conversión, toneladas, d.m./ha

$\Delta A_{\text{TO} - \text{OTHER}i}$ = área de uso de la tierra i convertida a otra categoría de uso de la tierra en algunos años, ha/año

CF = fracción de carbono de materia seca, ton C/ton d.m.

i = tipo de uso de la tierra convertido a otra categoría de uso de la tierra

Tenga en cuenta que es posible que no sea necesario aplicar el factor de carbono (CF) si las estimaciones de $B_{\text{AFTER}i}$ y $B_{\text{BEFORE}i}$ se indican en unidades de toneladas de C/ha (véase el **Box 21**).

El cálculo de la $\Delta C_{\text{CONVERSION}}$ se puede aplicar separadamente para estimar las existencias de carbono en tipos específicos de tierra (p.ej., ecosistemas, tipos de sitios, etc.) antes de la conversión. El término $\Delta A_{\text{TO} - \text{OTHER}i}$ se refiere a un año de inventario en particular para el cual se realizan los cálculos, pero la tierra afectada por la conversión debe permanecer en la categoría de la conversión durante 20 años u otro período que se utilice en el inventario. En los inventarios en los que se utilizan métodos de nivel superior, se puede definir una matriz de perturbación para conversión de uso de la tierra a fin de cuantificar la proporción de cada reservorio de carbono anterior a la conversión que se transfiere a otros reservorios, que se emite a la atmósfera (p.ej., quema de desechos) o se extrae de alguna manera durante la cosecha o el aclareo del terreno.

En la **Sección 4.2** y la **Sección 4.3**, respectivamente, se ofrecen orientaciones sobre la estimación de las superficies convertidas (que son los datos de la actividad requeridos) y sobre la estimación de la biomasa en la tierra forestal antes de que ocurra la conversión. Los métodos de integración se describen en el **Capítulo 5**.

Al aplicar los métodos del IPCC para las actividades de deforestación enumeradas en la **Tabla 9**, la orientación es la siguiente:

1. Estratificar la superficie forestal nacional. La estratificación básica que se sugiere es: bosque primario, bosque natural modificado y bosque plantado. Se pueden utilizar otros tipos de estratificación, pero se debería asegurar la notificación de estas tres categorías de bosque para abordar las salvaguardias acordadas.⁽⁸⁵⁾ Estas categorías, además, mantienen la coherencia con

⁽⁸⁴⁾ Figuran en los cálculos del IPCC para cada posible tipo de conversión como la cantidad $B_{\text{BEFORE}i}$; véase la **Ecuación 2.16 en el Capítulo 2 del Volumen 4 de las 2006GL**.

⁽⁸⁵⁾ Las acciones de REDD+ no se deben utilizar para la conversión de bosques naturales. Véase el **Párrafo 2(e) del Apéndice 1 de los Acuerdos de Cancún contenido en la Decisión 1/CP.16**. En este contexto, el rastreo de estos tres tipos de bosque permitirá demostrar cualquier conversión de bosque natural a plantación. La superficie anual convertida se puede calcular como la suma de $\#_{i=1,5A(1,i)}$ donde $j = 1$ es el índice para

la Evaluación de los recursos forestales mundiales de la FAO. El bosque natural modificado⁽⁸⁶⁾ se puede distinguir mediante los registros de corta y concesiones, además de señales de alternaciones en las copas, detectados mediante datos de teledetección que muestran un cambio en la reflectancia espectral (Margono *et al.*, 2012; Zhuravleva *et al.*, 2013), cambios en la retrodispersión del radar, o señales de alteración tales como cicatrices de fuego o rutas para explotación maderera; o mediante el uso de un INF. Los bosques primarios no muestran esas señales, si bien pueden haber sido afectados por alteraciones naturales tales como incendios o tormentas. Las señales de alteración se deben considerar como evidencia de bosque natural modificado, salvo que existan pruebas de que la alteración es natural. Los bosques plantados se identifican utilizando la información relativa a las superficies plantadas o concesiones, que las empresas dueñas de las plantaciones deberán poner a disposición a través del SNMF o de las autoridades locales o nacionales, o por medio de datos de teledetección. Se puede utilizar la subestratificación para captar ecosistemas cuya densidad de biomasa varía dentro de los tres estratos principales, lo cual también permitiría tomar en cuenta los distintos niveles de alteración, incluyendo los efectos de los diversos tipos de gestión. La estratificación debe tratar de reducir significativamente la variación en la densidad de la biomasa dentro de un estrato.

2. Obtener las densidades promedio de carbono en la biomasa para cada sustrato identificado en el Paso 1:
 - a. Para los bosques primarios y los bosques naturales modificados, las existencias de biomasa por unidad de superficie están indicadas, respectivamente, como B_{PF} , y B_{MNF} . Estas se pueden estimar mediante muestreo, o a partir del INF más reciente, siempre que haya uno con la intensidad de muestreo suficiente, además de los muestreos complementarios que fuesen necesarios (**Apéndice A**). En su conjunto, estas posibilidades estarán indicadas como muestreo. El muestreo debería tener en cuenta los impactos anteriores, como la corta selectiva (en el caso de los bosques naturales modificados), y las perturbaciones naturales, que tendrán menores densidades de carbono en la biomasa. Será necesario elaborar un mapa de la tala y las perturbaciones naturales precedentes, a través de observaciones por teledetección y terrestres (p.ej., registros espaciales de explotaciones previas, zonas afectadas por incendios forestales o ciclones). Esto se debería utilizar para establecer sustratos a modo de obtener densidades de biomasa relativamente uniformes. Si el muestreo proviene de un INF, hay que asegurar que los factores de expansión, la relación raíz-vástago, el carbono por unidad de biomasa, y otras cantidades y modelos se estén utilizando consistentemente en todas las fuentes de datos, con el fin de obtener estimaciones coherentes de la densidad de carbono en la biomasa.⁽⁸⁷⁾

bosque primario en el paso 5 anterior relativo a la estimación de emisiones debidas a la deforestación, más las tasas de transferencia de bosque natural modificado a bosque plantado y de bosque primario a bosque plantado $\Delta A_{MNF PlantF}$ y $\Delta A_{PF PlantF}$ estimados respectivamente en los pasos 5 y 6 relativos a la estimación de emisiones por degradación. Esto abarca la conversión de bosque natural a usos no forestales de la tierra, y a otros tipos de bosque. Las emisiones asociadas con estas transferencias se pueden estimar a partir de la aplicación de los métodos del IPCC identificados anteriormente para estas superficies transferidas.

(86) El bosque natural modificado podría estar denominado como bosque secundario en muchos países.

(87) Muchos países que cuentan con sus SNMF o INF ya están realizando estimaciones directas de la biomasa en vez de hacerlas mediante volúmenes comerciales. Las 2006GL incluyen métodos para utilizar ambos factores de expansión para convertir el volumen comercial en biomasa y, además, utilizar mediciones directas para estimar la biomasa de modelos alométricos. Los INF podrían también suministrar un volumen de datos de interés comercial, en cuyo caso serán necesarios los factores de expansión (para poder convertir los datos del inventario forestal en el total de biomasa aérea) y la relación raíz-vástago (para la estimación de la biomasa radicular a partir de estimaciones de biomasa aérea) para la estimación de la biomasa total. Para el Nivel 1, los factores se proporcionan en **3A.1.10** y **3A.1.8 de la GPG2003** y las correspondientes

Los valores de B_{AFTER} por defecto están disponibles en la 2003GL.⁽⁸⁸⁾ En el **Recuadro 21** se ofrece un ejemplo elaborado.

Recuadro 21: Ejemplo real de contabilización del Nivel 1 de emisiones de la deforestación de la conversión de bosque primario a tierra agrícola

Un país de clima tropical seco ha experimentado una conversión del uso de la tierra de bosque primario a tierras agrícolas de 7 000 ha. La densidad de biomasa estimada del bosque primario (B_{PF}) a partir de datos nacionales era de 174 td.m/ha. La relación raíz-vástago de 0,440 se obtuvo de la **Tabla 4.4, Capítulo 4, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** y la estimación posterior de la biomasa total era de 250,60 td.m/ha. Al multiplicar esta estimación por la fracción de carbono de 0,47, se obtiene una estimación de 117,8 t C/ha. Esto se conoce como C_{BEFORE} . Los reservorios de carbono predeterminados, presentes en las tierras convertidas en tierras agrícolas en el año siguiente a la conversión y obtenidos de la **Tabla 5.9, Capítulo 5, Volumen 4 de las 2006GL**; eran $C_{CROPLAND} = 1,8$ t C/ha. Esto se conoce como C_{AFTER} . El cambio de densidad de carbono como resultado de la conversión del uso de la tierra de tierras forestales a tierras agrícolas era, por lo tanto, de $117,8 - 1,8 = 116$ t C/ha. Un total de 7 000 ha se convirtieron de bosque primario en tierras agrícolas. Esto dio lugar a la emisión de $116\text{tC/ha} \times 7000\text{ha} = 812\ 000$ t C or $2\ 977\ 000$ tCO₂e; que resulta de la multiplicación de la conversión de peso molecular de C a CO₂e (es decir, 44/12).

⁽⁸⁸⁾ Remitirse a las secciones respectivas de la GPG2003 enumeradas en la Tabla 9 para los valores por defecto de las existencias de carbono en la biomasa inmediatamente después de la conversión (B_{AFTER} ; tC/ha) para el uso de la tierra posterior a la deforestación. Algunos factores se expresan en biomasa (t d.m/ha) mientras que otros, en toneladas de carbono t C/ha. Múltiples valores por una fracción de carbono (CF) 0,5 para convertir la materia muerta en carbono.

2.5.1.2 Estimación de emisiones derivadas de la degradación

Hay un amplio consenso en que la degradación forestal representa la pérdida a largo plazo de los valores del bosque, y que la pérdida temporal ocasionada por el aprovechamiento, o por perturbaciones naturales en bosques manejados de forma sostenible, no constituye degradación. Para fines de informar sobre REDD+, las existencias de carbono son el valor principal que se toma en consideración y, en este contexto, la degradación se interpreta como los procesos que dan lugar a las pérdidas de carbono⁽⁸⁹⁾ a largo plazo sin un cambio de uso de la tierra ya que, de otro modo, estaríamos hablando de deforestación. Ya que el manejo sostenible puede tomar en consideración otros valores de los bosques,⁽⁹⁰⁾ la degradación basada en la pérdida de carbono a largo plazo no es necesariamente lo mismo que una gestión forestal insostenible, en su definición más amplia. En este caso, cualquier reducción en las existencias de carbono en el bosque se estimaría mediante la gestión forestal sostenible, utilizando el método descrito en la **Sección 2.5.1.3**. La degradación puede ocurrir en cualquiera de los tipos de bosque examinados. De conformidad con la estratificación sugerida en la Evaluación de los recursos forestales mundiales (de la FAO), se podría comenzar a partir del bosque primario, pero no necesariamente tiene que ser así. Los bosques naturales modificados y los bosques plantados no se degradan si las existencias promedio de carbono se mantienen o aumentan en el largo plazo. La degradación, tal como se interpreta en este documento, ocurre en superficies en las que disminuyen las existencias promedio de carbono a largo plazo, incluso si ocurren aumentos temporales en esas existencias. Se han efectuado estimaciones regionales de degradación en el rango del 5 al 132 por ciento de las emisiones por deforestación (Houghton *et al.*, 2009) y se realizaron otras estimaciones al 25 y 47 por ciento de las emisiones por deforestación (Asner *et al.*, 2005; Asner *et al.*, 2010; FRA, 2015). Es probable que la degradación de los bosques sea una fuente significativa de emisiones de GEI en todo el mundo. La degradación se caracteriza por un cambio en la estructura del bosque y en la composición de las especies, lo que puede tener como consecuencias:

- ▶ la pérdida continua de carbono de los reservorios de biomasa y materia orgánica muerta;⁽⁹¹⁾
- ▶ la pérdida continua de carbono en el suelo, especialmente de los bosques de turba resultantes del drenaje, incendios o exposición tras una reducción de la densidad de copas;
- ▶ el aumento continuo en las emisiones de GEI distintos del dióxido de carbono, especialmente debido a los incendios.

Ni en la GPG2003 ni en las 2006GL se identifica degradación forestal por su nombre, pero dado que esta se produce en tierras forestales y no implica deforestación, se deberían estimar las emisiones netas de GEI asociadas con la degradación utilizando las metodologías señaladas para tierras forestales que permanecen como tal, descritas en la **Sección 3.2.1 de la GPG2003**.⁽⁹²⁾ La detección de la degradación de los bosques y la consiguiente estimación de las emisiones de GEI resultantes, requieren de técnicas de observación de los bosques, datos y recursos confiables. Los países deberían también basarse en los sistemas y capacidades disponibles, en su caso, e integrar los sistemas de medición de la degradación en sus SNMF, a fin de detectar y medir la degradación de los bosques de manera coherente con la

(89) Es decir, un aumento en el alcance del estrato del bosque con menor densidad de carbono, promediado durante los ciclos de explotación, si procede, o la reducción en la densidad de carbono dentro del estrato como se evidencia mediante el muestreo en el tiempo.

(90) Por ejemplo, la biodiversidad, el control de incendios, la gestión de los recursos hídricos o la capacidad productiva.

(91) Consúltense las definiciones de reservorio de carbono en la **Sección 2.3.7**.

(92) Correspondiente a la **Sección 4.2, Volumen 4 de las 2006GL**.

detección y la medición de otras actividades de REDD+.

Numerosos procesos antropogénicos y naturales pueden ocasionar o contribuir a la degradación forestal (p.ej., la remoción insostenible de biomasa a partir de la tala selectiva o la extracción de leña, la quema prescrita demasiado frecuente, o el drenaje de suelos turbosos). También pueden contribuir factores como el estrés climático, incendios forestales y la infestación de plagas o las enfermedades, aunque también pueden ocurrir en superficies de bosques no degradadas. La degradación es más evidente donde la capacidad de regeneración se vea dificultada (p.ej., a consecuencia de la erosión del suelo, a través de la pérdida de bancos de semillas, o la fragmentación provocada por la deforestación en zonas aledañas).

La degradación puede estar localizada (p.ej., cuando supone la pérdida de árboles específicos o de grupos de árboles) o generalizada (p.ej., por incendios forestales que arrasan con miles de hectáreas, o la reducción de los ciclos de aprovechamiento para tipos de bosques o regiones completas). Los patrones varían entre la eliminación selectiva de árboles específicos o de grupos de árboles, produciéndose en este último caso la creación de fragmentos, los cuales (a menos que parte de la estrategia silvícola de lugar a la regeneración y a un aumento del crecimiento) probablemente serán más susceptibles a un avance de la degradación. La degradación puede tener lugar después de un único evento de perturbación o mediante procesos graduales. A pesar de que la abertura temporal en la cubierta del bosque puede ser parte de las prácticas de gestión forestal sostenible, el uso de datos de teledetección puede subestimar significativamente la magnitud de la degradación (indicada por la reducción parcial de la cubierta de dosel) por diversos motivos, incluyendo una gama espectral limitada, el tamaño del píxel de la imagen utilizada y el tiempo transcurrido entre las diferentes adquisiciones de imágenes de la zona de interés. Por ejemplo, en caso de cierre de copas después de una perturbación, la teledetección solo permitirá detectar la degradación durante un período de tiempo breve. En otros casos, la naturaleza de la reducción parcial del dosel puede ser inferior a la extensión mínima detectada por el satélite. El grado de subestimación se puede reducir utilizando datos de alta resolución espacial y temporal (con lo que es más probable detectar las alteraciones) y limitando el análisis de los datos de modo que no se permita la transición de bosque natural modificado (BNM) a bosque primario; es decir, una vez que el bosque ha sufrido una perturbación, se supone que permanecerá como tal.

Al aplicar los métodos del IPCC, los países pueden optar por seguir los pasos sugeridos más adelante. Si se está considerando la degradación forestal y la deforestación, las estimaciones deben ser coherentes. En particular, la estratificación que se pide es la misma utilizada para la deforestación, y 1 y 2 (más adelante) son iguales a los pasos 1 y 2 identificados anteriormente para estimar las emisiones derivadas de la deforestación. El paso 4 no es exactamente igual que el Paso 3 relativo a la deforestación, ya que el primero se refiere a una densidad promedio de carbono en el largo plazo y el último a un valor actual, pero los métodos de cálculo son similares y deben ser coherentes. La degradación estimada mediante los siguientes pasos toma en cuenta las reducciones de la densidad de carbono en el largo plazo ocasionadas por las transiciones entre estratos y substratos de bosques, y dentro de los estratos y substratos afectados por la actividad humana (es decir, BNM y PlantF). Para estimar la degradación, los pasos son los siguientes:

1. Véase el Paso 1 en la **Sección 2.5.1.1**.
2. Véase el Paso 2 en la **Sección 2.5.1.1**.
3. Estimar el cambio anual en CB_{MNF} . Esta cantidad se denomina B_{MNF} . Se la puede estimar a partir de la repetición de INF, si estos existen, mediante el muestreo descrito más adelante, y el método de ganancias-pérdidas que se describe en la **Sección 3.2.1.1 de la GPG2003**. Se debería tomar en cuenta la substratificación y otros factores como el crecimiento forestal, la

tala, la extracción de leña y los incendios. ΔCB_{MNF} será positivo si ΔCB_{MNF} está aumentando y, de lo contrario, será cero o negativo. A fin de garantizar que los términos de la **2** tengan el signo correcto, establecer el factor $f_{MNF} = 0$ si ΔCB_{MNF} es positivo o cero y $f_{MNF} = + 1$ si ΔCB_{MNF} es negativo.

4. Estimar la variación anual en la densidad promedio de carbono a largo plazo (LP) en bosques plantados. La densidad promedio de carbono en el largo plazo es la densidad de carbono promediada a través de la rotación forestal, tomando en consideración el crecimiento y la explotación, y a lo largo de sucesivas rotaciones forestales. Esto implica la evaluación del crecimiento y la pérdida forestal prevista ocasionada por el aprovechamiento, especialmente cuando existe una proporción significativa de bosque plantado recientemente establecido en la zona forestal. Esta cantidad se denomina $LRCB_{PlantF}$ y la variación anual $\Delta LRCB_{PlantF}$. La primera estimación de $LRCB_{PlantF}$ para el año en curso, dependerá de la tasa de crecimiento de las especies en cuestión, la frecuencia del aprovechamiento y la demora promedio entre el aprovechamiento y la replantación total prevista para el año en curso. Esta información debe estar disponible a través del SNMF, de las autoridades forestales nacionales y de los operadores comerciales. En el **Recuadros 22** se muestra un ejemplo del tipo de cálculos necesarios. Sustraer del valor anual el valor de $LRCB_{PlantF}$ en el año anterior para obtener $\Delta LRCB_{PlantF}$. Este valor será positivo si $LRCB_{PlantF}$ está aumentando y, de lo contrario, será cero o negativo. Establecer $f_{PlantF} = 0$ si $\Delta LRCB_{PlantF}$ es positivo o cero, y $f_{PlantF} = + 1$ si $\Delta LRCB_{PlantF}$ es negativo.
5. Utilizar los métodos descritos en la **Sección 4.2** para estimar la transferencia anual de superficies de bosque primario a bosque natural modificado. Esta cantidad se denomina $\Delta A_{PF > MNF}$.
6. Utilizar los métodos descritos en la **Sección 4.2** para estimar la transferencia anual de superficies de bosque primario a bosque plantado. Esta cantidad se denomina $\Delta A_{PF PlantF}$.
7. Utilizar los métodos descritos en la **Sección 4.2** para estimar la transferencia anual de superficies de bosque natural modificado a bosque plantado. Esta cantidad se denomina $\Delta A_{MNF > PlantF}$.
8. Estimar las emisiones anuales de dióxido de carbono de la degradación ($CO_{2degrad}$) usando la **Ecuación 2**. La significancia de los términos individuales se describió en los pasos anteriores y se resume en la **Tabla 10**:

Ecuación 2

$$\begin{aligned}
 CO_{2degrad} = & \frac{44}{12} (\Delta A_{PF > MNF} \times (CB_{PF} - CB_{MNF}) \\
 & + \Delta A_{MNF > PlantF} \times (CB_{MNF} - LRCB_{PlantF}) \\
 & + \Delta A_{PF > PlantF} \times (CB_{PF} - LRCB_{PlantF}) \\
 & + f_{MNF} \times A_{MNF} \times |CB_{MNF}| \\
 & + f_{PlantF} \times A_{PlantF} \times |\Delta LRCB_{PlantF}|)
 \end{aligned}$$

Tabla 10: Términos utilizados en la ecuación de degradación

N.º de los términos en el lado derecho de la Ecuación 2	Proceso de degradación	Términos en el lado derecho de la Ecuación 2
0	Multiplica todo el lado derecho de la ecuación y convierte de masa de carbono a masa de dióxido de carbono	44/12
1	Conversión de bosque primario a bosque natural modificado	$\Delta A_{PF > MNF} \times (CB_{PF} - CB_{MNF})$

N.º de los términos en el lado derecho de la Ecuación 2	Proceso de degradación	Términos en el lado derecho de la Ecuación 2
2	Conversión de bosque natural modificado a bosque plantado	$\Delta A_{MNF} > PlantF \times (CB_{MNF} - LRCB_{PlantF})$
3	Conversión de bosque primario a bosque plantado	$\Delta A_{PF} > PlantF \times (CB_{PF} - LRCB_{PlantF})$
4	Reducción de la densidad de carbono a largo plazo en el bosque natural modificado	$f_{MNF} \times A_{MNF} \times CB_{MNF} $
5	Reducción de la densidad de carbono a largo plazo en el bosque plantado	$f_{PlantF} \times A_{PlantF} \times \Delta LRCB_{PlantF} $

La cantidad entre corchetes significa que, de ser negativa, se debe tratar como cero, de modo que el término correspondiente no afecte el total de emisiones derivadas de la degradación. Los multiplicadores f_{PlantF} y f_{MNF} desempeñan una función similar, con lo que solo las reducciones a largo plazo en la densidad de carbono contribuyen a la degradación. Las líneas verticales significan que se debe utilizar el valor absoluto de la cantidad que incluyen. La siguiente tabla muestra los procesos de degradación correspondientes a los cinco términos que aparecen en el lado derecho de la **Ecuación 2**. Ya que los términos se identifican por separado, la degradación se puede dividir por proceso o se puede considerar una suma de todos los procesos. Por ejemplo, si los países optan por una distinción entre la degradación que puede ocurrir en bosque primario y en bosque natural modificado (por una parte) y la que puede ocurrir en bosque plantado (por la otra), se debe eliminar el 5.º término de la **Ecuación 2**, y se debe tratar de forma separada. Los términos en la **Ecuación 2** deben ser subdivididos para tomar en cuenta la subestratificación.

En el Nivel 1, la GPG2003 supone que las tierras forestales que permanecen como tal, los suelos minerales, los reservorios de madera muerta y de hojarasca están en equilibrio. Si se utilizan métodos de Nivel superior, los datos nacionales deberían permitir ampliar la **Ecuación 2** para incluirlos. Si los suelos orgánicos se drenaran para establecer un bosque plantado, las emisiones se deben estimar para las superficies correspondientes de bosque plantado, como se señala en la **Sección 3.2.1.3 de la GPG2003**. Los factores de emisiones/absorciones de dióxido de carbono del Nivel 1 notificados en la orientación y en las directrices del IPCC en suelos orgánicos bajo diversas circunstancias se resumen en la **Tabla 11**.

Tabla 11: Fuentes de factores de emisiones/absorciones en suelos orgánicos

Documento	N.º de Capítulo y Sección	N.º de la Tabla	Descripción de los factores de emisión por defecto
GPG 2003	Capítulo 3, sección 3.2 – Tierras forestales	Tabla 3.2.3	Factor de emisiones anuales de CO ₂ -C para suelos orgánicos drenados en bosques gestionados
GPG 2003	Capítulo 3, sección 3.3 – Tierras agrícolas	Tabla 3.3.5	Factores de emisiones anuales de CO ₂ -C para suelos orgánicos cultivados
GPG 2003	Capítulo 3, sección 3.4 – Pastizales	Tabla 3.4.6	Factor de emisiones anuales de CO ₂ -C para suelos orgánicos en pastizales gestionados
2006 GL	Capítulo 4 – Tierras forestales	Tabla 4.6	Factores de emisiones/absorciones anuales de CO ₂ -C y N ₂ O-N para suelos orgánicos drenados en bosques gestionados

Documento	N.º de Capítulo y Sección	N.º de la Tabla	Descripción de los factores de emisión por defecto
2006 GL	Capítulo 5 – Tierras agrícolas	Tabla 5.6	Factores de emisiones anuales de CO ₂ -C para suelos orgánicos cultivados
2006 GL	Capítulo 6 – Pastizales	Tabla 6.3	Factores de emisiones/ absorciones anuales de CO ₂ -C para suelos orgánicos drenados de pastizales
Suplemento 2013 Humedales del IPCC ^a	Capítulo 2	Tabla 2.1 Tabla 2.2	Factores de emisiones/ absorciones anuales de CO ₂ -C sobre el terreno y factor de emisiones de CO ₂ -C fuera del terreno para suelos orgánicos drenados en todas las categorías de uso de la tierra
Suplemento 2013 Humedales del IPCC ^a	Capítulo 2	Tabla 2.3 Tabla 2.4	Factor de emisiones de N ₂ O-N anuales para suelos orgánicos drenados en tierras forestales
Suplemento 2013 Humedales del IPCC ^a	Capítulo 2	Tabla 2.7	Factores de emisiones/ absorciones de CO ₂ -C y CH ₄ para incendios de turba en todas las categorías de uso de la tierra

a. No se actualizaron estas tablas en el Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

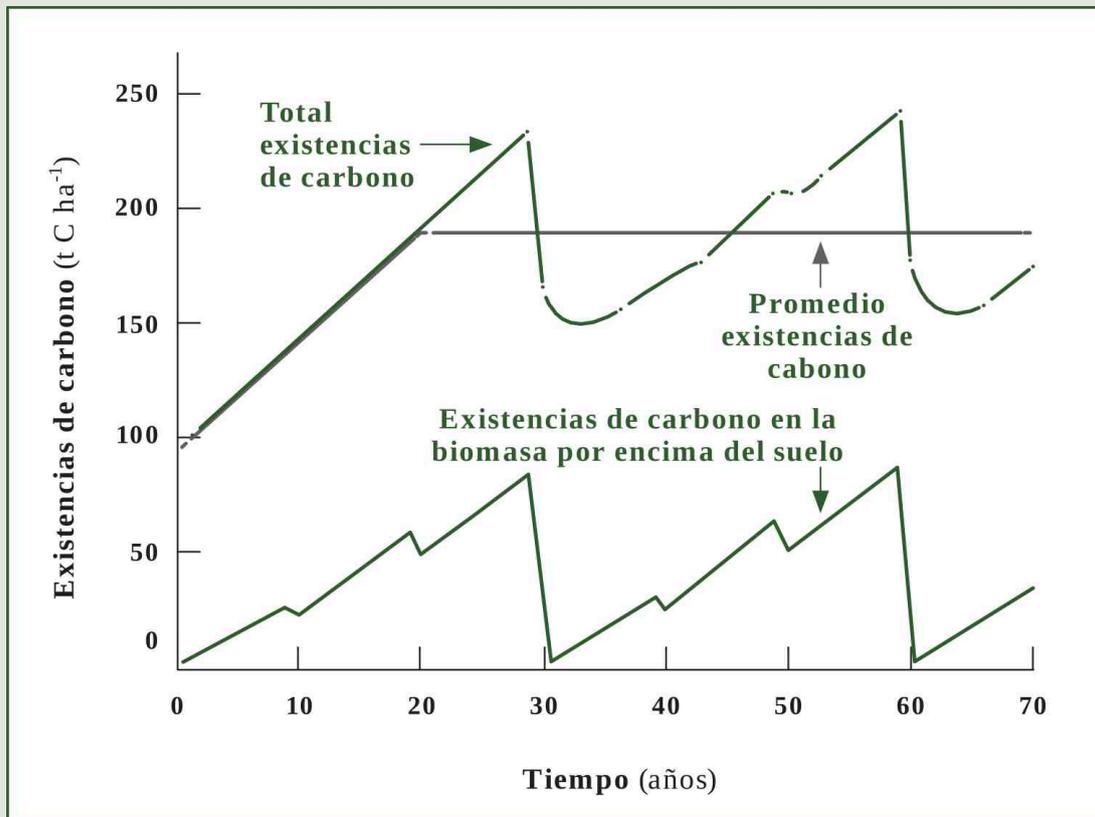
b. La Fuerza de tareas del IPCC sobre los Inventarios nacionales de GEI (FTI) ha elaborado una orientación metodológica adicional sobre inventarios nacionales para humedales, incluyendo los valores por defecto de los factores de emisiones, con el objetivo de subsanar las deficiencias en la cobertura de los humedales y los suelos orgánicos en las Directrices de 2006 del IPCC. Este documento se llama Suplemento de 2013 de las Directrices de 2006 para los Inventarios nacionales de gases de efecto invernadero: Humedales (el Suplemento 2013 Humedales).

Recuadro 22: Estimación de las existencias promedio de carbono en el largo plazo en bosques plantados

Las existencias de carbono (aéreas y subterráneas) en un bosque plantado sujeto a múltiples cosechas y crecimiento posterior tiene el patrón en forma de dientes de sierra que se ilustra en la **Figura 8**. La densidad promedio de carbono en el largo plazo es la densidad de carbono promediada durante las rotaciones iniciales subsiguientes. Si la replantación es inmediata, será una fracción f_1 de la densidad de biomasa aérea al momento de cada cosecha. La fracción f_1 suele ser aproximadamente 0,5. Si hubiera una demora significativa (digamos δt) entre la cosecha y el momento de la replantación; y el tiempo entre la replantación y la cosecha fuera t_1 , la densidad promedio de biomasa en el largo plazo sería $BD(f_1(t_1/(t_1 + \delta t)) + r)$, donde BD es la densidad de la biomasa aérea en el momento de la cosecha y r es la relación raíz-vástago. BD y r dependerán de las especies, las condiciones del terreno y los aportes de la gestión. Si hay 0,5 toneladas de carbono por tonelada de biomasa, entonces $LRCB_{PlantF} = (0,5)P.(f_1(t_1/(t_1 + \delta t)) + r)$. La información básica que se requiere de los grupos de interés son las tasas de crecimiento y el momento y la naturaleza (biomasa eliminada) de la cosecha, y si hay retrasos significativos en la replantación. Se pueden obtener mejores valores utilizando modelos de crecimiento que pueden tener en cuenta el efecto de la perturbación en r . Otros

reservorios de carbono se consideran en los Niveles superiores.

Figura 8: Perfil de las existencias de carbono en el tiempo en un bosque plantado sujeto a múltiples ciclos de aprovechamiento y posterior crecimiento



2.5.1.3 Manejo sostenible de los bosques, aumento de las existencias forestales de carbono (en bosques existentes) y conservación de las existencias forestales de carbono

Es probable que estas actividades se asocien con políticas nacionales y regionales específicas, las cuales pueden estar vinculadas a zonas geográficas particulares, de manera coherente con las estrategias nacionales de manejo sostenible, que justifican la elaboración de subestratificaciones adecuadas. Se reconoce que los países tienen sus definiciones nacionales de bosque, y parece existir un amplio consenso en que la gestión forestal sostenible tiene por objeto mantener y aumentar los valores forestales⁽⁹³⁾. Esto no implica necesariamente mantener las existencias de carbono inicialmente presentes en bosques primarios o en bosques naturales modificados. Por ejemplo, las existencias promedio de carbono en la biomasa son siempre menores en bosques explotados que en superficies de bosques equivalentes no sujetos a explotación, pero, en una producción manejada de manera sostenible, las existencias forestales de carbono no disminuyen en el tiempo si se promedian durante los ciclos de explotación (lo que refleja una capacidad productiva sostenida). La conservación de las existencias forestales de carbono tiene por objeto mantener las existencias de carbono. El aumento de las existencias forestales de carbono persigue aumentar las existencias de carbono, lo que podría hacerse dentro de un área de bosque existente, o convirtiendo otro uso de la tierra a uso forestal. Esta segunda posibilidad es metodológicamente distinta ya que implica un cambio de uso de la tierra, y se aborda separadamente más adelante. El aumento de las existencias forestales de carbono (dentro de un bosque existente), la conservación de las existencias forestales de carbono y la gestión forestal sostenible tienen lugar dentro de superficies forestales existentes que permanecen como tal. Por tanto, al igual que con la degradación, se estimarán las emisiones y absorciones de GEI asociadas a estas circunstancias empleando las metodologías descritas para las tierras forestales que permanecen como tal en la **Sección 3.2.1 de la GPG2003**⁽⁹⁴⁾. Estos métodos abordan la biomasa aérea y subterránea, la hojarasca, la madera muerta y la materia orgánica del suelo, además de las emisiones asociadas de GEI distintos del dióxido de carbono. Ya que estas actividades generalmente van dirigidas a mantener o aumentar las existencias forestales de carbono, representan la inversión de la degradación y, en algunas ocasiones, la misma actividad puede dar lugar a la degradación o a su inversión dependiendo, por ejemplo, de la intensidad del aprovechamiento. Por lo tanto, la estimación de las variaciones de carbono para las actividades señaladas debe ser coherente con la estimación de la degradación. Por consiguiente, para estimar las emisiones y absorciones derivadas de la gestión forestal sostenible, del aumento de las existencias forestales de carbono (dentro de un bosque existente) y la conservación de las existencias forestales de carbono, se aconseja a los países a que sigan los pasos 1 a 9 descritos anteriormente en relación a la degradación, de la siguiente manera:

- ▶ Si hubiese superficies particulares sujetas a actividades de manejo sostenible dentro de superficies estratificadas, por ejemplo, bosque primario, bosque natural modificado y bosque plantado, utilizar datos de teledetección en conjunto con información proveniente de las autoridades forestales, a modo de identificarlas como substratos. Este paso será innecesario si todos los estratos están sujetos a manejo sostenible.

(93) Si bien la formulación se refiere a la gestión forestal sostenible, más que al manejo sostenible de los bosques, la ONU ha reconocido que la gestión forestal sostenible, como concepto dinámico y en evolución, persigue mantener y mejorar los valores económicos, sociales y ambientales de todos los tipos de bosques, en beneficio de las generaciones presentes y futuras (Instrumento jurídicamente no vinculante sobre todos los tipos de bosques, adoptado por la Asamblea General de la ONU el 22 de octubre de 2007).

(94) Correspondiente a la **Sección 4.2, Volumen 4 de las 2006GL**.

- La ecuación para estimar las emisiones y absorciones derivadas de estas actividades será:

Ecuación 3

$$\begin{aligned}
 CO_{2sust} = & \frac{44}{12} (\Delta A_{PF>MNF} \times (CB_{PF} - CB_{MNF}) \\
 & + \Delta A_{MNF>PlantF} \times (CB_{MNF} - LRCB_{PlantF}) \\
 & + \Delta A_{PF>PlantF} \times (CB_{PF} - LRCB_{PlantF}) \\
 & - A_{MNF} \times \Delta CB_{MNF} \\
 & - A_{PlantF} \times \Delta LRCB_{PlantF})
 \end{aligned}$$

Esta versión de la **Ecuación 3** asume que todos los bosques restantes están sujetos a la actividad REDD descrita como "manejo sostenible de los bosques, mejoramiento de las reservas de carbono de los bosques (dentro de un bosque existente), y/o conservación de las reservas de carbono de los bosques; y todos los términos contribuyen al total, independientemente del signo. La **Equation 3** está dispuesta para que el CO_{2sust} sea negativo (correspondiente a una eliminación) si las existencias de carbono están aumentando. La **Equation 3** supone que el bosque primario puede convertirse en bosque natural modificado o bosque de plantación, y que el bosque natural modificado puede convertirse en bosque plantado, pero que las transiciones inversas no ocurren. La **Tabla 12** muestra los procesos a los cuales corresponden, respectivamente, cada uno de los cinco términos del lado derecho de la **Ecuación 3**. Ya que los términos se identifican por separado, las emisiones y absorciones derivadas de estas actividades se pueden subdividir por proceso o ser consideradas como la suma de todos los procesos involucrados. Si se produce una transición en un tipo de bosque dividido, las densidades de carbono que se utilizarán son aquellas que corresponden a la transición efectuada. Si se logra conservar exitosamente el bosque primario, entonces $\Delta A_{PF > MNF}$ and $\Delta A_{PF > PlantF}$ serán igual a cero.

Tabla 12: Términos para la ecuación de manejo sostenible de los bosques

N.º de términos en el lado derecho de la Ecuación 3	Proceso	Términos en el lado derecho de la Ecuación 3
0	Multiplica todo el lado derecho de la ecuación y convierte de masa de carbono a masa de dióxido de carbono	44/12
1	Conversión de bosque primario a bosque natural modificado	$\Delta A_{PF > MNF} \times (CB_{PF} - CB_{MNF})$
2	Conversión de bosque natural modificado a bosque plantado	$\Delta A_{MNF > PlantF} \times (CB_{MNF} - LRCB_{PlantF})$
4	Conversión de bosque primario a bosque plantado	$\Delta A_{PF > PlantF} \times (CB_{PF} - LRCB_{PlantF})$
5	Variación de la densidad de carbono a largo plazo en bosque natural modificado	$A_{MNF} \times \Delta CB_{MNF}$
6	Variación de la densidad de carbono en bosque plantado	$A_{PlantF} \times \Delta LRCB_{PlantF}$

Si ocurriesen simultáneamente la degradación forestal y las actividades sostenibles, para poder evitar la doble contabilización se debe proceder de la siguiente forma:

- Si las emisiones derivadas de la degradación y las actividades sostenibles se identificaran separadamente, la degradación se debería estimar utilizando la **Ecuación 2** y las actividades sostenibles se deberían estimar como la diferencia entre la **Ecuación 2** y la **Ecuación 3**. Si la **Ecuación 2** ha sido subdividida de alguna manera (p.ej., considerando los bosques plantados de forma separada), entonces la **3** debe ser subdividida de la misma manera.

- ▶ Si toda la degradación y las actividades sostenibles se estimaran en conjunto, solo se debe utilizar la **Ecuación 3**. Ya que no hay restricciones de signo en la **Ecuación 3**, cualquier degradación que ocurra dentro de las actividades definidas como gestión forestal sostenible, aumento en las existencias forestales de carbono (dentro de un bosque existente), y conservación de las existencias forestales de carbono será incluida en las estimaciones de emisiones.

Al igual que en el caso de la degradación, en el Nivel 1, la GPG2003 supone para las tierras forestales que permanecen como tal, que los reservorios de suelos minerales, madera muerta y de hojarasca están en equilibrio. Si se utilizan métodos de Nivel superior, los datos nacionales deberían permitir ampliar la **Ecuación 3** para incluirlos. Si se drenasen los suelos orgánicos para establecer un bosque plantado, se deben estimar las emisiones para las superficies correspondientes de bosque plantado, como se señala en la **Sección 3.2.1.3 de la GPG2003**. Los factores de emisiones/absorciones de dióxido de carbono del Nivel 1 notificados en la orientación y en las directrices del IPCC en suelos orgánicos bajo diversas circunstancias se resumen en la **Tabla 12**.

2.5.1.4 Aumento de las existencias forestales de carbono (forestación de tierras previamente no forestadas, reforestación de tierras previamente convertidas de bosque a otros usos de la tierra)

Además del aumento dentro de los bosques existentes, las existencias forestales de carbono se pueden aumentar plantando bosques en tierras que previamente no estaban forestadas, o que se habían convertido anteriormente de tierras forestales a otro uso de la tierra. La forestación de ese tipo de tierras da lugar a la acumulación de carbono en la biomasa, aunque inicialmente la pérdida de carbono en el suelo debido a una perturbación en las existencias de carbono en suelos minerales podría exceder la acumulación en la biomasa; y, si se hubiese drenado el suelo orgánico, esta pérdida continuará mientras dure el drenaje. La acumulación de biomasa seguirá una curva sigmoidea, con tasas variables según las especies, las condiciones de crecimiento del terreno y la edad. El aprovechamiento interrumpe la acumulación sigmoidea de biomasa (con emisiones de la perturbación) reanudándose el crecimiento después de la replantación. Esto genera la característica curva de diente de sierra ilustrada en el **Recuadro 22**. El aprovechamiento y la replantación son parte del ciclo de manejo forestal y no constituyen deforestación, debido a que no cambian el uso de la tierra. Tampoco constituyen degradación dentro del uso de tierras forestales si las existencias promedio de carbono se mantienen en el largo plazo (**Sección 2.5.1.2**). Los bosques plantados establecidos por su valor medioambiental no serán necesariamente explotados, y si no lo son, la curva sigmoidea inicial se saturará en la capacidad de carga de carbono del bosque en la tierra en cuestión y, por ende, el patrón no será de diente de sierra. En coherencia con la GPG2003 y las 2006GL, las emisiones y absorciones en tierras no gestionadas⁽⁹⁵⁾ no se incluyen en los inventarios de GEI, de modo que se asume que la expansión del bosque sobre tierras no gestionadas no se tendrá en cuenta para esta actividad. Con arreglo a las salvaguardias acordadas,⁽⁹⁶⁾ las actividades de REDD+ no se deben utilizar para la conversión del bosque natural.

Ya que esto implica una conversión de otros usos de la tierra a bosque, corresponde directamente a la **Sección 3.2.2 de la GPG2003**, Tierras convertidas a tierras agrícolas, correspondiente a la **Sección 4.3, Volumen 4 de las 2006GL**. Al aplicar la metodología del IPCC, los países deberían:

(95) Véase la **Sección 1 de la GPG2003** para una discusión de las definiciones de bosque, incluyendo bosque gestionado y no gestionado.

(96) Véase el **Párrafo 2(e) del Apéndice 1 de los Acuerdos de Cancún contenidos en la Decisión 1/CP.16**.

1. Por medio del SNMF, recolectar información sobre el establecimiento de bosques en tierras no usadas previamente como tierras forestales, o en tierras que alguna vez se usaron como tierras forestales, pero han sido convertidas a otros usos de la tierra. La información puede estar disponible en los grupos de interés, los departamentos gubernamentales o las autoridades forestales (todos los cuales deben estar representados en el SNMF) quienes rastrean las concesiones y los permisos de plantación. Puede ocurrir que los datos de teledetección no siempre sean útiles para este paso, ya que los bosques en la etapa inicial de crecimiento no se distinguen fácilmente mediante la teledetección. Puede ser posible detectar signos de preparación y trabajos de plantación lo cual puede ser utilizado como información de apoyo. La información requerida debería incluir el tipo de bosque establecido, la fecha de plantación y, de ser posible, un plan de manejo.
2. A medida que crezca el bosque plantado, tras su establecimiento, se deben utilizar datos de teledetección para confirmar las superficies de bosque y el cronograma de actividades de aprovechamiento, y se debe resolver cualquier discrepancia con la información obtenida según el punto 1. Esto mejora la exactitud de los resultados.
3. Utilizar tablas de rendimiento o curvas de crecimiento para la generación de las variaciones de la densidad de carbono en el tiempo en tierras forestadas/reforestadas. En ausencia de estimaciones anuales de biomasa, los promedios se pueden usar como medida provisoria. Sin embargo, su uso puede introducir sesgos, especialmente en los primeros años del establecimiento del bosque o donde las tasas reales de crecimiento no son representativas del promedio (es decir, donde se sabe que el porcentaje de supervivencia es bajo). Se deberá llevar a cabo una evaluación del sesgo, la cual se debe informar de forma transparente. También se deberán identificar las mejoras prioritarias para reducir el sesgo.
4. Al realizar estimaciones nacionales, las emisiones y absorciones asociadas con esta actividad se deberán incluir junto con aquellas concernientes a la gestión forestal sostenible, al aumento en las existencias forestales de carbono (dentro de un bosque existente), y la conservación de las existencias forestales de carbono.

2.5.2 Niveles de referencia de emisiones forestales

Es probable que un SNMF deba considerar las cuestiones metodológicas asociadas con la elaboración de los NREF/NRF como punto de referencia para evaluar el desempeño de los países en la implementación de las actividades de REDD+. Esto implica considerar el significado de los términos técnicos utilizados en las decisiones de la COP discutidos en esta sección.⁽⁹⁷⁾ Otras fuentes de información importantes relativas a los NREF/NRF incluyen:

- ▶ **El Libro de consultas de la GOF-C-GOLD;**
- ▶ **ONU-REDD Enfoques emergentes para la generación de Niveles de referencia de emisiones forestales y/o Niveles de referencia forestales para REDD+;**
- ▶ **Las Consideraciones técnicas para construcción de NREF y de NRF para REDD+ en el marco de la CMNUCC;**

(97) Este material se basa en la orientación publicada previamente como Módulo de respuesta rápida, que ofrece orientaciones sobre aspectos técnicos relacionados con las decisiones **12/CP.17** y **13/CP.19**. Se puede descargar del **sitio web de la GFOI**.

- ▶ El Marco metodológico del Fondo del carbono del Banco Mundial.⁽⁹⁸⁾

2.5.2.1 Coherencia con el inventario de gases de efecto invernadero

Los países deben garantizar la coherencia entre los NREF/NRF, las estimaciones de emisiones y absorciones de REDD+ y los IGEI.⁽⁹⁹⁾ La coherencia no necesariamente significa que la cobertura de reservorios y de gases es idéntica.⁽¹⁰⁰⁾ Esto sucede porque reservorios significativos pueden tener diversos significados en los contextos del IGEI y de REDD+, ya que los enfoques graduales no son parte de los IGEI y, además, debido a los diferentes objetivos de ambos ejercicios. El IGEI persigue la estimación de emisiones y absorciones coherentes con las buenas prácticas; mientras que REDD+ está más orientado a incentivar eficazmente acciones para mitigar las emisiones de GEI asociadas con las actividades de REDD+.

Si hay diferencia en la cobertura de reservorios y gases entre los NREF/NRF, las estimaciones de las actividades de REDD+ y el IGEI, se deben explicar las razones, la lógica y el impacto de las diferencias para mejorar la transparencia. En la **Sección 2.5** se describe como se generan las estimaciones de las emisiones y absorciones asociadas con las actividades de REDD+ utilizando las metodologías del IGEI en la GPG2003, incluyendo referencias cruzadas con las 2006GL.

La coherencia se puede mejorar si:

- ▶ La definición de bosque, incluso la forma en que se definen los bosques manejados, es la misma para las estimaciones de GEI para REDD+, los NREF/NRF y los IGEI.
- ▶ Las actividades de REDD+ se pueden identificar en el IGEI, como categorías, subcategorías o suma de categorías o de subcategorías del IPCC. La **Tabla 13** muestra la relación entre las actividades de REDD+, las categorías del IPCC, y las secciones del DMO que proporcionan recomendaciones para la estimación de emisiones y absorciones. Estratificar las categorías de tierras en subdivisiones puede ayudar a incrementar la transparencia para evaluar la coherencia en caso que las actividades de REDD+ no correspondan al conjunto de todas las categorías dentro del inventario⁽¹⁰¹⁾ (p.ej., debido a una distinción entre degradación y manejo sostenible, donde este último no abarca la totalidad de bosques gestionados, o debido al uso provisorio de NREF/NRF subnacionales). Cuando el área de deforestación no toma en consideración ninguna regeneración o replantación después de las cortas a hecho, a veces es llamada “deforestación bruta” en el contexto de REDD+. Esta terminología no es coherente con la descripción de tierras forestales del

⁽⁹⁸⁾ El Marco Metodológico del Banco Mundial es pertinente para la aplicación piloto en el marco del Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques (FCPF) del BM, y posee algunos requisitos (p.ej., con respecto a un enfoque prudente y a limitar los ajustes de las circunstancias nacionales según los términos de la **Decisión 12/CP.17**) los cuales son más elaborados o restrictivos que las decisiones de la COP.

⁽⁹⁹⁾ El **Párrafo 8 de la Decisión 12/CP.17** señala que se debe mantener la coherencia entre los NREF/NRF y los inventarios nacionales de GEI. El **Párrafo 3 del Anexo de la Decisión 14/CP.19** estipula que las estimaciones de las emisiones y absorciones y las variaciones de las existencias de carbono asociadas con las actividades de REDD+ sean coherentes con los NREF/NRF.

⁽¹⁰⁰⁾ Es improbable que se produzca esta coherencia si el IGEI es antiguo, y si se han dedicado recursos significativos durante la fase de preparación para REDD+ en la construcción de sistemas más avanzados para el MNV de REDD+. En esos casos, la incoherencia inicial es muy preferible a una incoherencia con un IGEI obsoleto y crea una oportunidad para establecer coherencias en los futuros IGEI. Por tanto, las estimaciones para los IGEI y REDD+ a menudo son incoherentes durante un período provisorio hasta que se actualizan los métodos y enfoques del IGEI, en general, después de que se haya presentado y revisado un NREF/NRF.

⁽¹⁰¹⁾ En el caso de la deforestación, para la sumatoria de todas las categorías del inventario, es decir aquellas que se refieren a la conversión de bosque a otros usos de la tierra.

IPCC (**Tabla 3**), la cual incluye sistemas donde existe el potencial de recuperar los umbrales de la definición de bosque. En términos más generales, la deforestación bruta también puede significar área deforestada sin tener en cuenta el aumento de la superficie de bosque ocasionado por la tierra convertida en bosque. Es necesaria una descripción clara con respecto a lo que está incluido en los NREF/NRF y puede que también se necesite una reconciliación entre las categorías utilizadas en el IGEL.

- ▶ Los datos de la actividad y los factores de emisiones/absorciones (o cantidades relacionadas tales como las densidades de carbono) son iguales para REDD+ y el IGEL. Esto puede requerir de subdivisión si las categorías de REDD+ no corresponden con todas las categorías dentro del inventario.
- ▶ Las actividades de REDD+ son parte del sistema de representación de tierras descrito en el **Capítulo 2 de la GPG2003 (Capítulo 3, Volumen 4 de las 2006GL)** con la suma de superficies de usos de la tierra agregada al total de la superficie de tierra nacional.

Tabla 13: Relación entre las actividades de REDD+, las categorías del IPCC y la orientación del DMO

REDD+	Descripciones del IPCC del Cambio de uso de la tierra	Orientación del DMO
Reducción de emisiones derivadas de la deforestación ^a	Tierras forestales convertidas a otros usos de la tierra	Estimación de las emisiones derivadas de la deforestación^b
Reducción de emisiones derivadas de la degradación de los bosques	Tierras forestales que permanecen como tal	Estimación de emisiones derivadas de la degradación
Gestión forestal sostenible	Tierras forestales que permanecen como tal	Gestión forestal sostenible, aumento de las existencias forestales de carbono (dentro de bosques existentes), y conservación de las existencias forestales de carbono
Conservación de las existencias forestales de carbono	Tierras forestales que permanecen como tal	Gestión forestal sostenible, aumento de las existencias forestales de carbono (dentro de bosques existentes), y conservación de las existencias forestales de carbono
Aumento en las existencias forestales de carbono (dentro de un bosque existente)	Tierras forestales que permanecen como tal	Gestión forestal sostenible, aumento de las existencias forestales de carbono (dentro de bosques existentes), y conservación de las existencias forestales de carbono
Aumento en las existencias forestales de carbono (forestación de tierra que no era bosque, reforestación de tierra previamente convertida a otro uso de la tierra)	Otras tierras convertidas a tierras forestales	Aumento de las existencias forestales de carbono (forestación de tierras previamente no forestadas, reforestación de tierras previamente convertidas de bosque a otros usos de la tierra)

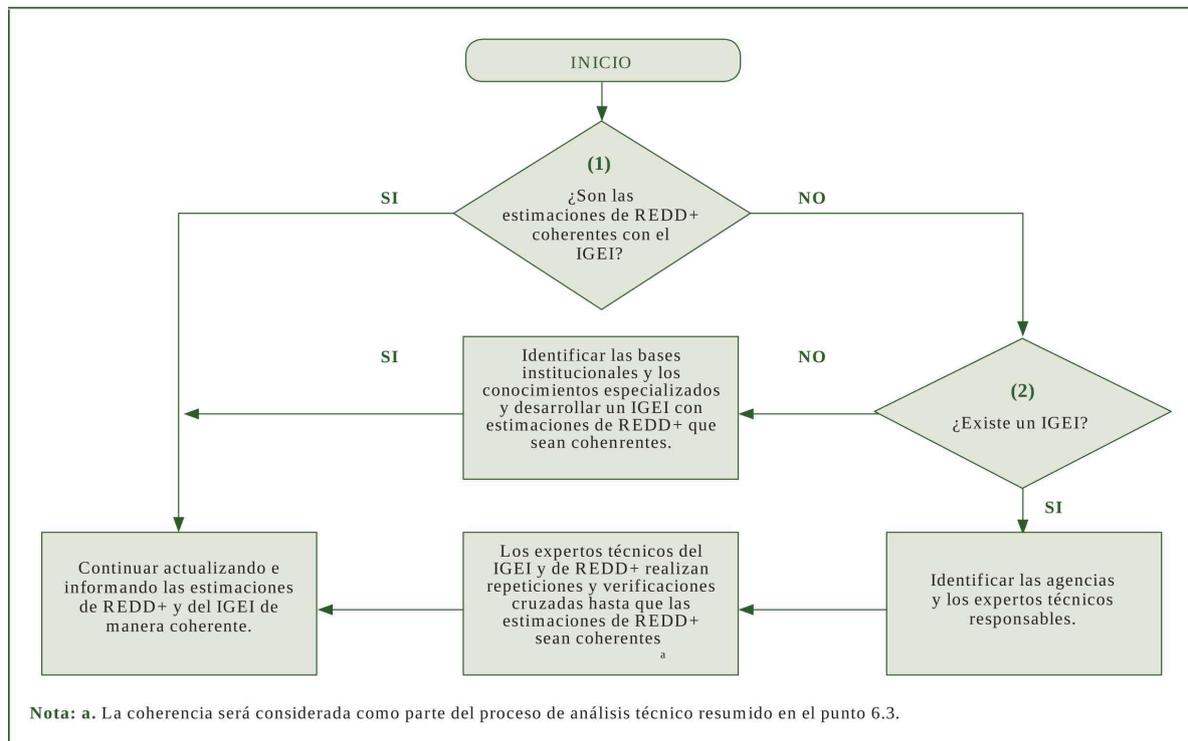
a. Las emisiones derivadas de la “deforestación bruta” pueden ser mayores que las derivadas de la deforestación considerada en la metodología del inventario del IPCC ya que la deforestación bruta no toma en consideración la regeneración o la replantación de bosque después de cortas a hecho.

b. Si la deforestación bruta se utiliza, entonces también afectará el área y las estimaciones de emisiones en bosques que permanecen como tal. El aprovechamiento considerado como deforestación debe estar separado del que no lo es. Esta separación también influirá en las emisiones atribuidas a la degradación.

Si se hacen estimaciones para **áreas de bosques subnacionales**, los métodos utilizados para el cálculo de emisiones deberían ser coherentes con los utilizados en los inventarios nacionales, o los países deberían considerar si hay necesidad de lograr la coherencia, tal vez aumentando la estratificación en los IGEL. Esto se puede hacer en la etapa de iteración y verificación cruzada del proceso. El árbol de

decisiones en la **Figura 9** muestra cómo las instituciones pueden interactuar para lograr la coherencia.

Figura 9: Proceso institucional para garantizar coherencia entre las estimaciones de REDD+ y el IGEI



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:

Punto de decisión 1: ¿Las estimaciones de REDD+ son coherentes con el IGEI?

Ya que el IGEI y las estimaciones de REDD+ tienen propósitos diferentes, pueden existir discrepancias con respecto a cómo se generan las estimaciones. Esto puede tener relación con optar por informar REDD+ a nivel subnacional como enfoque provisorio, o la disponibilidad (o falta) de datos nacionales para actividades específicas de REDD+. Si hay diferencias, por ejemplo, en la cobertura de reservorios y gases o el alcance geográfico, se deben explicar las razones, la justificación y el impacto de las diferencias para mejorar la transparencia.

Punto de decisión 2: ¿Existe un IGEI?

Se exhorta a los países en desarrollo a que presenten un inventario nacional de emisiones antropogénicas por las fuentes, y las absorciones por los sumideros, de todos los GEI como parte de sus Comunicaciones Nacionales y sus Informe Bienales de Actualización.

2.5.2.2 Tipos de niveles de referencia forestal

Puede ser que no todos los años se elaboren IGEI, pero una vez que se establece la coherencia con el IGEI, los datos históricos utilizados para estimar los NREF/NRF no deben estar restringidos a los años en los cuales hay IGEI disponibles, siempre que las **series temporales sean internamente coherentes**. La gran mayoría de países que han presentado a la fecha un NREF/NRF han propuesto promediar las series temporales históricas para establecer niveles históricos representativos de emisiones y absorciones. Sin embargo, esta es solo una opción y puede tener enormes restricciones bajo determinadas circunstancias, especialmente cuando las actividades de reforestación o de mejora son un enorme componente de los NREF/NRF. Considerar la variación dentro del período histórico

puede ayudar en el análisis de los impulsores o de la eficacia de las intervenciones de las políticas. Si bien la CMNUCC no plantea un período específico, un término de 10 a 15 años se puede considerar como un período factible y útil para las series temporales, debido a que permite el tiempo suficiente para que el promedio de las condiciones actuales sea representativo, y además brinda una oportunidad para la variación entre los años a ser estudiados a modo de establecer una posible relación con los impulsores. Un factor esencial es también el número de estimaciones durante este período. Por ejemplo, no es posible comprender las tendencias cuando se han desarrollado solamente dos o tres momentos en un período de 10 a 15 años.

El archivo del Landsat suministra datos a partir de los cuales se pueden estimar las series temporales para las emisiones y absorciones de GEI asociadas con las actividades de REDD+.⁽¹⁰²⁾ Una vez que se ha establecido las series temporales, estas se pueden ampliar y/o revisar a medida que haya disponibilidad de datos nuevos y que la información haya sido incorporada en los NREF/NRF actualizados. La **Tabla 14** describe algunos diferentes tipos de niveles de referencia coherentes con las decisiones de la COP y la **Figura 10** sugiere un árbol de decisiones para elegir entre ellos. El enfoque más apropiado para elaborar los NREF/NRF puede cambiar en el tiempo; por ejemplo, a medida que se comprenden mejor los impulsores, una Parte podría modificar el período histórico o el enfoque de elaboración a fin de reflejar mejor las emisiones/absorciones en ausencia de la implementación de REDD+. Asimismo, la forma más adecuada de nivel de referencia puede ser diferente para las distintas actividades de REDD+, dependiendo del tipo de datos históricos disponibles para cuantificar la actividad.

Tabla 14: Diferentes tipos de niveles de referencia

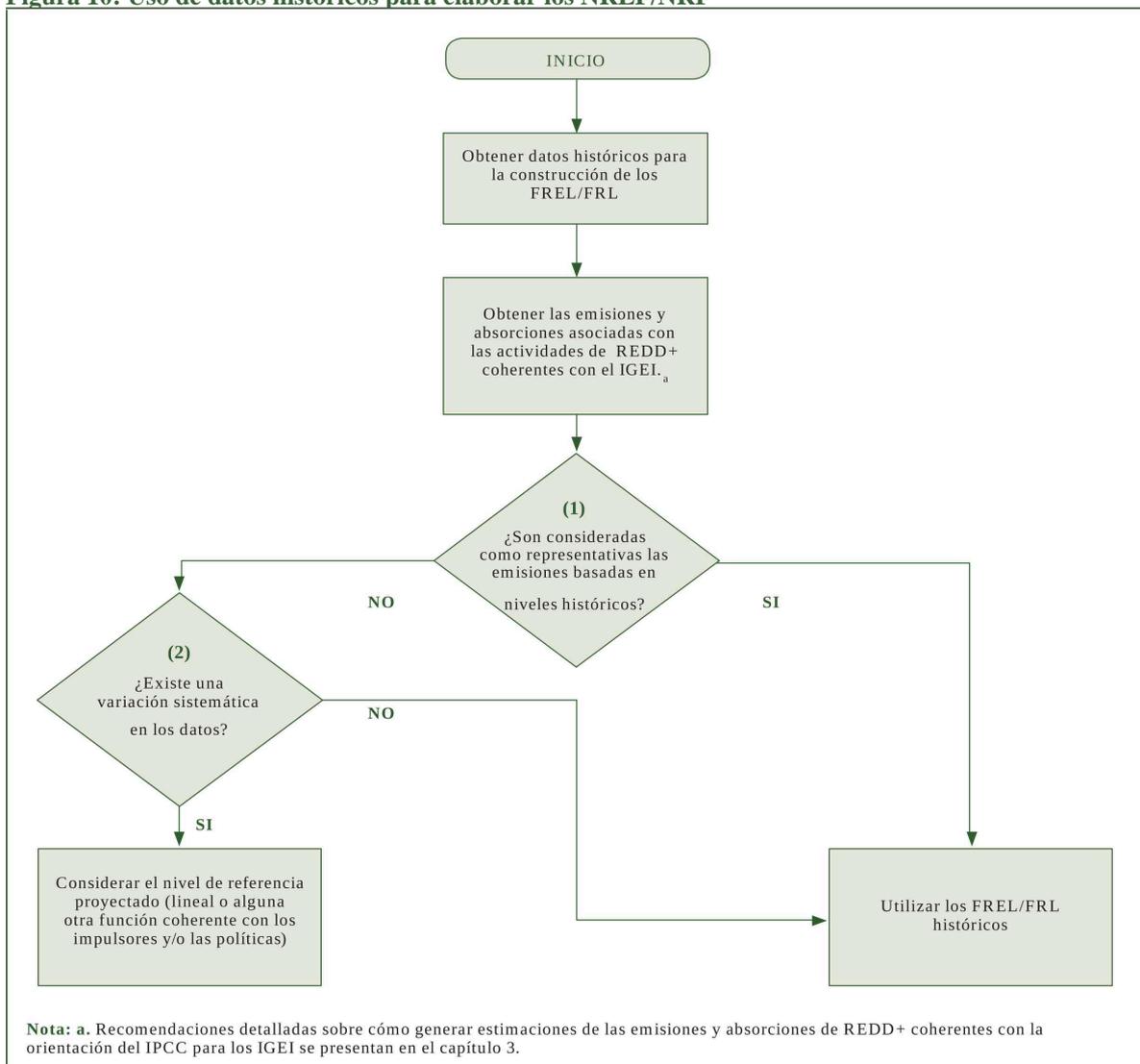
Tipo de nivel de referencia	Descripción	Notas	Posibles motivos para la elección
1. Promedio histórico	Promedio de emisiones o absorciones, en general durante un período definido, (10 a 15 años podrían considerarse útiles para promediar la variabilidad intertemporal).	Evalúa el logro de las medidas de REDD+ relativas a un período histórico fijo.	Esta es la opción más simple e inicialmente puede ser la más sencilla. El período histórico fijo pasa a ser menos relevante mientras más se vaya hacia el futuro, pero puede ser actualizado periódicamente, lo que da paso al Tipo 2. Cuando existe una tendencia durante el período histórico (p.ej., una disminución o aumento de la deforestación), un promedio histórico conducirá a errores en los cálculos de reducción de emisiones.
2. Promedio variable	Al igual que con el promedio histórico, pero actualizado probablemente cada 5 años con el período promediado mantenido en la misma duración, pero modificado en consecuencia.	El período histórico disminuye el período utilizado para la evaluación en 10 años o más.	Brinda un rastreo más cercano entre las actividades de REDD+ y los NREF/NRF que el Tipo 1. Inicialmente se puede adoptar el Tipo 1 y luego trasladarse al Tipo 2. Esto puede abordar algunos problemas de error debido a las tendencias en curso, pero no tan bien como el Tipo 4.

⁽¹⁰²⁾ Los datos históricos del Landsat están disponibles de manera gratuita como una serie central de datos y se puede acceder a ellos a través del **Centro de datos del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS)**. El trabajo continuo de la GFOI, para asegurar la disponibilidad a largo plazo de los datos espaciales, se detalla en el **sitio web de la GFOI**.

Tipo de nivel de referencia	Descripción	Notas	Posibles motivos para la elección
3. Promedio acumulado El promedio acumulado también es llamado media dinámica; véase el Informe técnico sobre el análisis técnico del anexo técnico para el primer informe bienal de actualización de Brasil presentado de conformidad con el Párrafo 7 de la Decisión 14/CP.19, el 31 de diciembre de 2014.	Igual que (1), pero datos históricos recientemente disponibles amplían el período promediado.	Se aproxima al valor actual más lentamente que (2). La recalibración cada 15 años o más podría ser útil, coherente con el rango considerado para los promedios históricos simples.	Para poner un mayor énfasis en las condiciones históricas que las que se logran en el Tipo 2.
4. Extrapolación de la tendencia	Extrapolación de la tendencia ajustada a los datos históricos.	Necesita la confianza de que la tendencia pasada será probablemente representativa del futuro. De otro modo, necesita actualización frecuente. La tendencia ajustada puede ser una función lineal o de algún otro tipo (p.ej., logarítmica) si es que esto provee una mejor representación.	Esto se adapta bien a circunstancias en las que existe una tendencia clara en los datos históricos.

Tipo de nivel de referencia	Descripción	Notas	Posibles motivos para la elección
5. Otras proyecciones	Proyección basada en la simulación del modelo.	Requiere de un buen entendimiento del efecto de los impulsores (en base a datos históricos) y de las políticas, y de las bases sólidas y la documentación de las hipótesis realizadas. Para efectos de credibilidad, los modelos usados para la proyección deben ser transparentes y ser capaces de replicar niveles y tendencias pasadas. La transparencia de los modelos se discute en el informe de la Reunión de expertos del IPCC sobre el uso de modelos y mediciones en los inventarios de GEI (Sydney 2010) , posiblemente incluyendo las expectativas subyacentes a la curva de transición forestal.	Esto se adapta bien a circunstancias en las que existe una tendencia clara en los datos históricos con comprensión de las causas. También es útil cuando se llevan a cabo actividades más complejas (como cambios en las prácticas de manejo forestal).

Figura 10: Uso de datos históricos para elaborar los NREF/NRF



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:
 Punto 1: ¿Son representativos los datos históricos? Este puede ser el caso si los datos históricos muestran solo la dispersión estadística acerca de la media, o también, una variación en la tendencia que puede ser captada mediante uno de los

métodos históricos 1) a 3) en la **Tabla 14**.

Punto de decisión 2: ¿Existe una variación sistemática en los datos?

Posiblemente se requerirá la determinación de puntos de datos anuales, y los usuarios deben considerar si uno de los métodos históricos puede de hecho ser suficiente. La variación puede mostrar aumentos o reducciones generales en el tiempo de la actividad de REDD+ que es de interés. La tendencia ajustada puede ser una función lineal o de alguna otra forma (p.ej., logarítmica) si esto otorga mejor representación, o una proyección basada en una simulación del modelo. Estos métodos son 4) y 5) en la **Tabla 14**.

Tal y como se muestra en la **Tabla 14**, hay diferentes métodos para calcular los NREF/NRF. Si bien todos los NREF/NRF se presentan como emisiones y/o absorciones, estos se pueden producir a través de dos distintos métodos: 1) aplicando los métodos descritos en la **Tabla 14** a las estimaciones de emisiones y absorciones mismas; o 2) al utilizar el método de ganancias-pérdidas, aplicando los métodos de la **Tabla 14** a los datos de la actividad, y después aplicando los FE o modelos apropiados para calcular los NREF/NRF.

En dependencia del método de estimación aplicado y de la actividad que se está estimando, puede haber una diferencia considerable entre ambos métodos. Este es, especialmente, el caso de los bosques plantados recientemente que serán objeto de aprovechamiento. Por ejemplo, en muchos países, durante las décadas recién pasadas, se han expandido rápidamente las superficies de plantación. Al principio, las absorciones en estas superficies son enormes pero, una vez que se da inicio al aprovechamiento del patrimonio forestal, estas se contraen rápidamente acercándose eventualmente a cero, a menos que se planten nuevas superficies o que se manejen las variaciones. En estas circunstancias, promediar simplemente las emisiones/absorciones probablemente lleve a la estimación excesiva de las absorciones en los NREF/NRF. Lo mismo podría ocurrir en otras actividades y usos de la tierra donde ha habido recientes cambios de uso de la tierra que producirán futuras emisiones y absorciones. Esto se puede evitar utilizando los métodos ilustrados en la **Tabla 14**, pero aplicándolos a la superficie de los datos de la actividad y luego aplicando métodos de estimación de emisiones que incluyan un manejo previsto, como en el aprovechamiento.

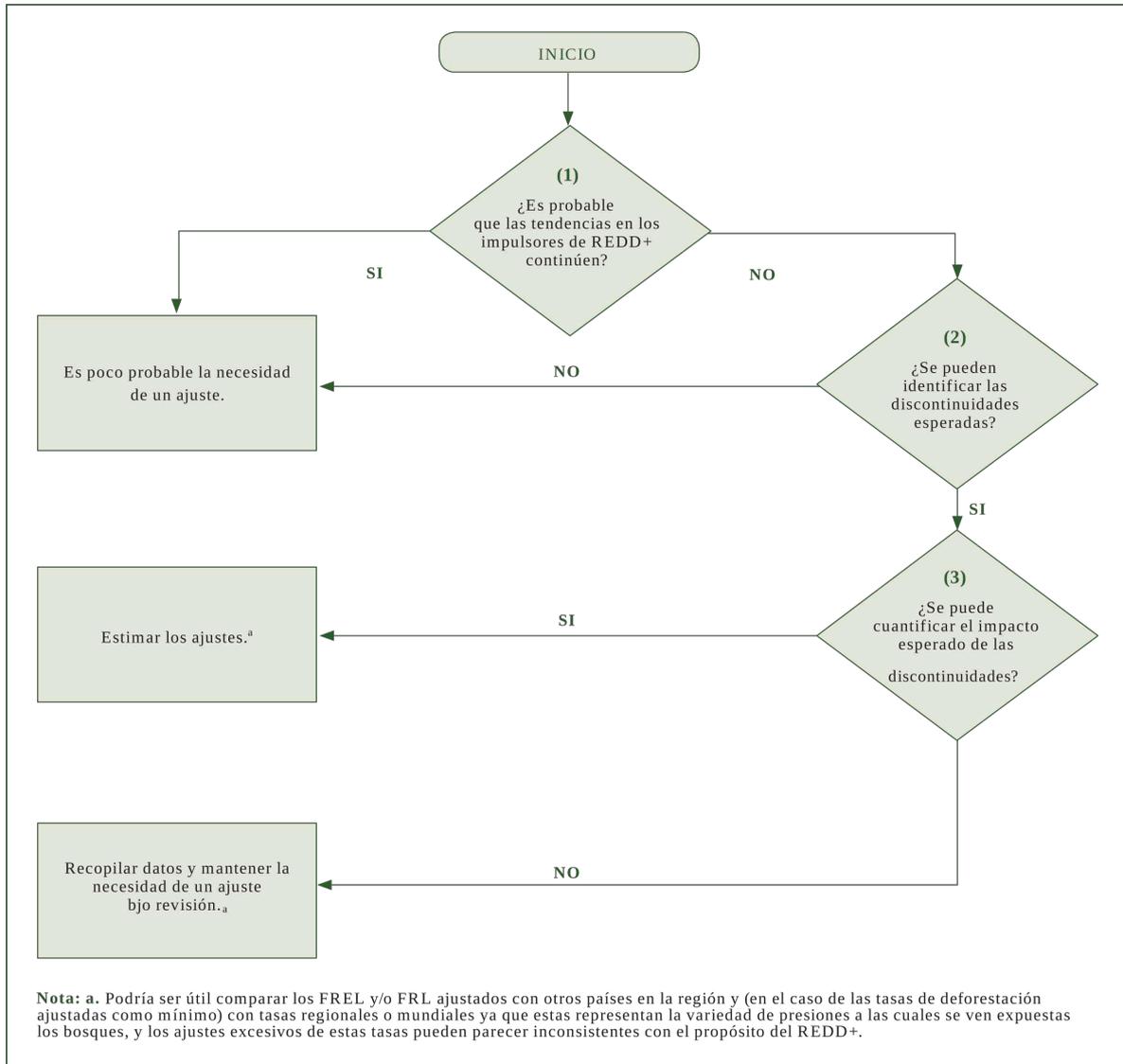
2.5.2.3 Ajustes

Bajo algunas condiciones, los datos históricos podrían no ser representativos de lo que pudiera pasar en ausencia de la implementación de REDD+ y, por lo tanto, podrían ser menos útiles como punto de referencia para evaluar el desempeño al implementar las actividades de REDD+. Por ejemplo, este podría ser el caso de una Parte con una extensa superficie de bosque y una tasa baja de deforestación que está enfrentando nuevas presiones (p.ej., el desarrollo de la agricultura a fin de crear beneficios socioeconómicos para la población rural) para deforestar o degradar los ecosistemas forestales. Si se puede cuantificar el efecto, entonces se puede ajustar el NREF/NRF.⁽¹⁰³⁾ El árbol de decisiones en la

(103) Algunos sistemas de pagos en base a resultados, por ejemplo, el FCPF, pueden tener requisitos y restricciones específicos sobre si se puede (o no) realizar ajustes.

Figura 11 sugiere un marco de evaluación cuando este sea el caso.

Figura 11: Consideraciones para realizar ajustes a los NREF/NRF



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:

Punto de decisión 1: ¿Es probable que las tendencias en los impulsores de REDD+ continúen?

Es poco probable que la continuación de las tendencias existentes en los impulsores (lo cual incluye impulsores que permanecen casi sin modificación) den lugar a la necesidad de un ajuste ya que estas tendencias han impulsado las emisiones y absorciones pasadas derivadas de las actividades de REDD+ y, a menos que exista algún tipo de discontinuidad, esto probablemente continuará. Por supuesto, la relación entre los impulsores puede evolucionar en el tiempo, pero esto puede ser captado durante la actualización del NREF/NRF, o a través de un nivel proyectado de NREF/NRF (véase la **Tabla 14**) sin necesidad de un ajuste.

Punto de decisión 2: ¿Se pueden identificar las discontinuidades?

Si se puede identificar las discontinuidades de las tendencias anteriores, el ajuste podría estar justificado. Por ejemplo, puede haber cambios conocidos en los pasos de los planes de cambio de uso de la tierra debido a grandes proyectos de infraestructura o a la expansión agrícola en áreas de bosque que con toda probabilidad puede afectar los impactos antropogénicos en los bosques. La

identificación de las discontinuidades depende de datos auxiliares tales como el conocimiento de las motivaciones y oportunidades del impulsor y/o el entendimiento de la situación de estabilidad económica y social de los países y del crecimiento de la población.

Punto de decisión 3: ¿Se puede cuantificar el impacto esperado de las discontinuidades?

La cuantificación del impacto esperado de las discontinuidades se puede hacer mediante la estimación directa del efecto de la discontinuidad (desarrollo de nueva infraestructura, etc., más allá de las tendencias anteriores) o mediante modelos más sofisticados aunque, como se observa en el contexto del NREF/NRF en base a proyecciones de simulación del modelo (**Tabla 14**; tipo 5), es probable que las incertidumbres para este tipo de estimaciones del modelo sean numerosas, y aquellos modelos que están calibrados a las condiciones pasadas no se desempeñen bien si se esperan cambios en las discontinuidades debido a variables o factores no incluidos en el modelo. Podría ser útil comparar el NREF/NRF ajustado con otros países de la región y (al menos en el caso de las tasas de deforestación ajustadas) con las tasas regionales o mundiales ya que representan la gama de presiones a las cuales se ven expuestos los bosques, y un ajuste excesivo de estas tasas puede parecer inconsistente con el propósito de REDD+.

2.5.2.4 Incertidumbres

Las decisiones de la COP que conforman el Marco de Varsovia para REDD+ se refieren a la **Decisión 4/CP.15** de Copenhague sobre la REDD+ la cual exige a los países establecer SNMF que *proporcionen estimaciones que sean transparentes, coherentes, y en lo posible, exactas y que reduzcan las incertidumbres, teniendo en cuenta las capacidades y competencias nacionales*. El uso de la orientación del IPCC para cuantificar emisiones y absorciones requiere que la cuantificación de las incertidumbres se haga de modo coherente con el principio de buenas prácticas de no realizar estimaciones ni excesivas ni escasas, en la medida en que se pueda determinar, y cuyas incertidumbres se minimicen tanto como sea posible (IPCC, 2003, Prefacio). Como resultado, los países han incluido cada vez más un análisis de incertidumbre en sus notificaciones, incluida la evaluación cualitativa o cuantitativa de las fuentes de incertidumbre.⁽¹⁰⁴⁾

Las incertidumbres en las emisiones o absorciones anuales asociadas con las actividades de REDD+ se pueden calcular utilizando los métodos descritos en el DMO, coherentes con la Orientación del IPCC.⁽¹⁰⁵⁾ Al momento de evaluar el desempeño en la implementación de las actividades de REDD+ (p.ej., la deforestación), las estimaciones de las emisiones y absorciones en el período de evaluación se contrastan con el NREF/NRF para calcular los resultados de REDD+. En la medida en que cada estimación sea independiente, uno puede asumir que las incertidumbres asociadas con estimaciones sucesivas de áreas deforestadas no poseen correlación.

Por otro lado, con respecto a los factores de emisiones/absorciones (densidades de carbono) para poder estimar las emisiones, los errores se pueden correlacionar si se utiliza el mismo conjunto de parcelas para establecer las densidades de carbono usadas en cálculos sucesivos. Como consecuencia, para calcular la incertidumbre general en la reducción de emisiones es necesario combinar la incertidumbre en los datos de la actividad (sin correlacionar) con la incertidumbre en el factor de emisión (que puede estar correlacionada).

El cálculo de las incertidumbres asociadas con los datos de la actividad se describe en la **Sección 4.2.3**, y los cálculos para las incertidumbres de los factores de emisiones/absorciones, incluyendo los casos

⁽¹⁰⁴⁾ Un total de 83 por ciento de las presentaciones de los NREF/NRF a la CMNUCC para el año 2020 incluía una disertación o cuantificación sobre las fuentes de incertidumbre.

⁽¹⁰⁵⁾ **Secciones 5.1 y 5.2, GPG2003 o Sección 3.2.3.1, Volumen 1, 2006GL.**

correlacionados y no correlacionados, se describen en **Sección 4.4.1.2**. Esta contiene un recuadro en el cual se puede ver cómo aplicar este enfoque para comparar estimaciones de emisiones y absorciones durante el período de evaluación en contraste con el NREF/NRF, en el contexto de la deforestación.

Los cálculos de la incertidumbre se pueden utilizar para orientar la evolución futura y el mejoramiento continuo del sistema y sus estimaciones. Utilizados en combinación con el **análisis de categorías clave**, pueden ayudar a identificar las categorías que más contribuyen a la incertidumbre general del inventario, con el fin de utilizar de la forma más eficaz posible los recursos disponibles. Mediante la identificación de estas categorías, se pueden priorizar los esfuerzos para mejorar en general las estimaciones.

2.5.2.5 Enfoque progresivo y actualización

En el marco de un enfoque progresivo⁽¹⁰⁶⁾, los NREF/NRF (así como las estimaciones/inventarios de GEI) se pueden corregir mediante mejores datos o mejores metodologías y, con el tiempo, se pueden agregar otros reservorios y gases. Si las disposiciones para incluir mejores datos se interpretan como algo que lo permita, los países que utilizan un enfoque progresivo pueden comenzar con la actividad que consideran más significativa, e incluir todos los reservorios significativos asociados a ella, garantizando la priorización de las fuentes y reservorios más relevantes y, en el contexto de REDD+, de las actividades. Las futuras mejoras en los datos también pueden incluir el establecimiento de los INF y sitios de monitoreo intensivo, para mejores políticas forestales y una mejor gestión de los recursos, y mejores capacidades para elaborar informes que cumplan con los objetivos de MNV de REDD+.

Asimismo, un enfoque progresivo como medio para incorporar mejores datos o mejores metodologías se relaciona con el requisito más general de los países de actualizar periódicamente los NREF/NRF según corresponda⁽¹⁰⁷⁾, teniendo en cuenta nuevos conocimientos, nuevas tendencias y cualquier modificación del alcance y de las metodologías.⁽¹⁰⁸⁾ Al momento de actualizar, los países deben mantener coherencia metodológica entre las estimaciones de GEI de REDD+ y los NREF/NRF. Esto puede significar mejoras al IGEI, y también a las estimaciones de los NREF/NRF; el punto es que deben ser mutuamente coherentes. Los países deberían también mantener la **coherencia de las series temporales** al presentar las estimaciones con nuevos datos, metodologías, reservorios o actividades que requieren el cálculo retrospectivo de toda la serie al adoptar nuevos datos o métodos o expandir el objetivo de la MNV.⁽¹⁰⁹⁾

2.5.2.6 Cantidad de niveles de referencia por país

Los anexos de las decisiones **12/CP.17** y **13/CP.19**⁽¹¹⁰⁾ se refieren a «... los niveles de referencia de emisiones forestales y/o los niveles de referencia forestales [de una Parte]». La idea de los NREF corresponde a las actividades emisoras (deforestación y degradación de los bosques) las cuales se pueden sumar en conjunto como un solo NREF. Los NRF permiten la inclusión de actividades

(106) Véase el **Párrafo 10 de la Decisión 12/CP.17**.

(107) El **Párrafo 15 de la Decisión 12/CP.17** establece un proceso para la evaluación técnica de los niveles de referencia actualizados y también de aquellos recientemente presentados.

(108) Véase el **Párrafo 12 de la Decisión 12/CP.17**.

(109) Remítase al **Capítulo 5, Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019**. (IPCC, 2019).

(110) Las decisiones **12/CP.17** y **13/CP.19** son, respectivamente, las decisiones sobre el nivel de referencia para las notificaciones y su evaluación técnica por parte de la COP de Durban y Varsovia.

que pueden absorber CO₂ de la atmósfera, a saber, conservación de las existencias forestales de carbono, gestión forestal sostenible y aumento de las existencias forestales de carbono.⁽¹¹¹⁾ Los NRF permiten también la suma de las actividades que pueden producir tanto emisiones como absorciones. La sumatoria debe evitar la doble contabilización entre los NREF y los NRF.

En el caso de los NREF/NRF nacionales, el enfoque más simple sería que cada país decidiera tener al menos un NREF/NRF que se pudiera sumar a todas las actividades de REDD+ incluidas por el país. Tener un NREF/NRF puede ayudar a incrementar la coherencia metodológica, a reducir los costos de monitoreo y las incertidumbres y a disminuir el riesgo de desplazamiento. Los cambios en el alcance de las actividades de los NREF/NRF estarán acompañados de una **reevaluación técnica**.

2.5.2.7 Los niveles de referencia forestal subnacionales y el concepto de anidamiento

Como paso intermedio en el camino hacia el desarrollo de los NREF/NRF nacionales, se pueden elaborar NREF/NRF subnacionales.⁽¹¹²⁾ En este caso, el desarrollo de un SNMF debe «incluir el monitoreo y la notificación del desplazamiento de emisiones a nivel nacional, en su caso, y también incluir la elaboración de informes con respecto a cómo el desplazamiento de emisiones está siendo abordado y sobre los medios para integrar sistemas subnacionales de monitoreo al sistema nacional de monitoreo».⁽¹¹³⁾ La integración en los sistemas nacionales de monitoreo sería más simple si los límites de las actividades subnacionales y, por ende, sus NREF/NRF correspondieran con los límites del proceso de estratificación del inventario nacional de GEI, ya que esto ayudaría a proporcionar coherencia entre ambos.

Si ya existe un NREF/NRF nacional como suma de los NREF/NRF subnacionales⁽¹¹⁴⁾, la estimación de las emisiones desplazadas no es necesaria para la notificación internacional. Cuando este no sea el caso, el uso de datos de teledetección o de observaciones terrestres podría ayudar a establecer si hay desplazamiento de emisiones fuera de los límites de los NRF/NRF subnacionales. La estratificación de actividades a escala nacional o subnacional también puede ser útil para identificar áreas asociadas con los impulsores y para demostrar el efecto de las medidas tomadas.

El concepto de anidamiento es una formulación normativa y técnica. En el contexto de la CMNUCC, se exhorta a los países a iniciar la implementación de REDD+ a través de sus políticas nacionales. Sin embargo, muchos países tienen proyectos actuales de carbono forestal que se están ejecutando a niveles muy inferiores (p.ej., a escala de propietario individual de tierra o de administrador de la tierra) y que podrían contribuir enormemente a cumplir con las metas nacionales en materia de mitigación. En este marco, el anidamiento podría referirse a la forma en que los gobiernos incentivan las actividades locales y en pequeña escala y las incorporan en programas nacionales (o subnacionales) más amplios para lograr sus CDN y contribuir a un desarrollo con bajas emisiones de carbono. El anidamiento de REDD+ puede ser especialmente fundamental en situaciones de descentralización de

(111) Las emisiones a corto plazo (p.ej., ocasionadas por el aprovechamiento previo a la replantación) pueden ocurrir en estas otras actividades. Asimismo, cuando se toman en cuenta los valores forestales, la reducción a largo plazo en las existencias de carbono se podría asociar con la gestión forestal sostenible la cual puede entonces ser considerada como parte de un NREF.

(112) Véase el **Párrafo 11, Decisión 12/CP.17**.

(113) Véase la **nota 7 al Párrafo 71(c) de la Decisión 1/CP.16**.

(114) Esta posibilidad se reconoce en la **nota 6 al Párrafo 71(b) de la Decisión 1/CP.16**.

responsabilidades (e impactos) para la gestión de la tierra.

El anidamiento es necesario también cuando los países solicitan financiación en base a resultados tanto a nivel nacional como subnacional o, si hay proyectos activos de REDD+, dentro de las fronteras nacionales. En este contexto, la incoherencia entre el marco de estimaciones del SNMF y el del proyecto puede crear obstáculos de carácter técnico. Esto es probable, en particular, cuando se han establecido proyectos bajo programas voluntarios antes del establecimiento del sistema nacional de MNV (a veces conocidos como proyectos heredados). En esos casos, es probable que esos proyectos hayan adoptado diferentes metodologías y hayan incluido diferentes reservorios de carbono (o, incluso, diferentes actividades de REDD+) de los adoptados a nivel nacional. La dificultad aumenta cuando se trata de mantener coherencia con el sistema nacional (o provisorio subnacional) incluidos, pero sin limitarse a ellos, fronteras, doble contabilización, fuga y atribución. Asimismo, los proyectos y las actividades podrían usar diferentes definiciones, fuentes de datos y métodos, en comparación con los utilizados por el sistema nacional, incluso diferentes enfoques para la representación de la tierra y de los niveles metodológicos (IPCC, 2019). Estas diferencias, en combinación con el comercio internacional de unidades verificadas de carbono generadas por estos proyectos en el mercado voluntario del carbono, vuelven un verdadero desafío el anidamiento de los proyectos en un sistema nacional.

Las experiencias anteriores de las tentativas de los países por afrontar los desafíos técnicos asociados con el anidamiento (Lee *et al.*, 2018; FAO, 2019) sugieren que:

- ▶ No existe una fórmula única para diseñar e implementar el anidamiento de REDD+, porque depende de las circunstancias nacionales de cada país.
- ▶ Se necesita flexibilidad para la transición de los proyectos heredados hacia los sistemas nacionales (y subnacionales).
- ▶ Los criterios básicos hipotéticos (p.ej., la deforestación evitada) vuelven aún más difícil el anidamiento cuando una línea de base se puede establecer en cero para las tierras no forestales (p.ej., forestación/reforestación) o para el manejo de los bosques (donde métodos similares se pueden aplicar a escalas más amplias).
- ▶ La información espacialmente explícita, aplicable a los sistemas anidados, puede ayudar a afrontar estas dificultades normativas y técnicas.

Recuadro 23: Enfoques de anidamiento para las actividades de proyectos de REDD+

La conciliación de las actividades de REDD+ a nivel de proyecto, subnacional y nacional requiere un esfuerzo conjunto pero, si está bien diseñado, un sistema anidado puede contribuir a las metas nacionales de mitigación de formas diferentes y decisivas.

El anidamiento de las actividades locales puede atraer la inversión privada, brindar enseñanzas que se pueden replicar a mayor escala y combinar los impactos de múltiples actividades de mitigación implementadas por diferentes grupos de interés en todo el paisaje, lo cual es de enorme importancia cuando el gobierno carece de recursos para implementar REDD+ a escala y desea fomentar la inversión privada.

Si bien esta sección se concentra en los aspectos metodológicos relacionados con el anidamiento, la formulación de políticas nacionales y las directivas inciden tanto, o más, en el enfoque de anidamiento como las cuestiones técnicas. Las dificultades metodológicas que

representa el anidamiento se pueden resumir en tres temas.

Desajustes de datos y metodologías

Los datos y/o métodos utilizados por la administración nacional para notificar a la CMNUCC sobre los IGEE son diferentes de los utilizados por los proyectos de REDD+. Estas diferencias suelen ser más significativas con los proyectos heredados.⁽¹¹⁵⁾ Los datos para medir los resultados pueden fluir desde arriba hacia abajo o desde abajo hacia arriba (o en ambas direcciones). En Brasil, los datos fluyen del sistema nacional a los estados; en Australia, un sistema más sofisticado integra flujos de datos en ambas direcciones).

Las jurisdicciones subnacionales suelen utilizar datos nacionales y, por lo tanto, se alinean con mayor facilidad a las estimaciones nacionales que a los proyectos concretos. Por otro lado, el sistema nacional puede beneficiarse de jurisdicciones subnacionales que recopilan datos espaciales de alta resolución con una frecuencia temporal más alta y/o existencias de carbono específicas de la región y/o del estrato al anidar esos sistemas de recopilación de datos en su sistema de monitoreo. Los datos espaciales y de las existencias de carbono con mayor resolución espacial y temporal permiten el uso de enfoques y niveles de informes más altos dentro de un mayor número de estratos, lo que permite la preparación de estimaciones con mayores niveles de exactitud y precisión.

Por ejemplo, estas series de datos mejoradas pueden permitir el Enfoque 3 para la representación de la tierra, lo que permite una estimación más precisa de las emisiones o absorciones de GEI. Dado que las actividades del proyecto a menudo incluyen estimaciones de materia orgánica muerta y carbono orgánico del suelo, también se mejora la integridad general de las estimaciones nacionales de GEI.

De todos modos, cuando se utilizan datos recopilados de actividades y proyectos para preparar o evaluar información y estimaciones notificadas en el IGEE, las estimaciones deben ser totalmente consistentes con las buenas prácticas del IPCC. Por consiguiente, se deben tomar

(115) <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/convsp.pdf>.

en cuenta los siguientes pasos:

- ▶ Definir los límites espaciales del territorio impactado por la actividad del proyecto.
- ▶ Identificar las categorías y subcategorías de uso de la tierra de los GEI impactados por la actividad del proyecto.
- ▶ Definir las condiciones de referencia (p.ej., clima, suelo, sistema de gestión) de la actividad/proyecto.
- ▶ Identificar reservorios y gases impactados por la actividad.
- ▶ Identificar el marco temporal (límites temporales) de la actividad y asegurar el informe completo de cualquier emisión heredada y remociones conexas.
- ▶ Definir el nivel de variabilidad (heterogeneidad) de los datos y su aplicabilidad fuera de los límites del proyecto (espaciales y temporales).
- ▶ Asegurar que los datos estén disponibles y se apliquen de forma coherente para toda la serie temporal.

Configuración o asignación del nivel de referencia

Es probable que los enfoques para establecer el nivel de referencia y el monitoreo forestal conexo se vean afectados por el anidamiento dentro de un informe nacional de REDD+ respaldado por un SNMF, ya que en tal caso se garantiza la total coherencia con las buenas prácticas del IPCC, así como el seguimiento continuo de los resultados obtenidos a lo largo del tiempo dentro del inventario nacional de GEI. Asimismo, los diferentes límites temporales de un sistema nacional probablemente producen estimaciones diferentes de las emisiones y absorciones relacionadas con los bosques de referencia en comparación con las de los proyectos. Sin embargo, esas estimaciones mejoradas abordan cualquier desplazamiento de emisiones dentro de la categoría de tierras forestales, así como la permanencia de los resultados notificados siempre que el sistema nacional de monitoreo continúe recolectando y compilando información para su notificación.

Las líneas de base del proyecto se pueden alinear a los programas jurisdiccionales/nacionales mediante la adopción de:

- ▶ una asignación determinada por el gobierno, o acordar de otro modo una línea de base del proyecto adecuadamente alineada;
- ▶ otros aspectos y requisitos del programa jurisdiccional/nacional, tales como aprobaciones gubernamentales, monitoreo, fugas, desempeño, salvaguardias y planes de distribución de beneficios.

Evitar la doble contabilización

Los sistemas anidados deben evitar el doble conteo. La estratificación de las categorías/subcategorías del inventario nacional de GEI en subdivisiones que cumplen con los límites de las actividades del proyecto evita el doble conteo de emisiones y absorciones de una sola categoría que se ve afectada por más de una actividad del proyecto. Además, de este modo se evita que las emisiones y absorciones de una sola unidad de tierra se contabilicen en más de una actividad de REDD+, lo que de otro modo daría lugar a una doble contabilización de los flujos de GEI y, en consecuencia, de los beneficios logrados. La doble contabilización también se puede evitar asignando reducciones de emisiones, como en el nuevo sistema de incentivos de la Amazonía brasileña, que proporciona a los estados un porcentaje de unidades

de reducción de emisiones logradas en la escala más alta, en lugar de permitir la emisión de unidades nominales en comparación con las líneas de base a escala del proyecto. Sin embargo, esto puede reducir los incentivos por rendimiento de las subunidades.

En conclusión:

- ▶ Los métodos para estimar las variaciones de las existencias de carbono a nivel nacional no siempre son adecuados para incentivar la acción sobre el terreno. Por lo tanto, se necesita flexibilidad para facilitar la transición de proyectos heredados a un sistema nacional (o subnacional).
- ▶ El anidamiento de la deforestación evitada, donde se han ajustado las líneas de base hipotéticas, es un desafío.
- ▶ El anidamiento en las CDN permite asegurar que se aborde el desplazamiento de emisiones de las actividades del proyecto y que se asegure la permanencia de los resultados.

Fuente: Elaborado por la FAO, 2019; Lee *et al.*, 2018; Sandker, 2018; IPCC, 2019.

Capítulo 3 Fuentes de datos

Cualquier debate general en materia de datos requiere una cuidadosa distinción entre fuentes de datos y uso de datos. Tanto para el método de ganancias-pérdidas como para el de las diferencias de existencias, las principales fuentes de datos son:

1. Las observaciones terrestres y las mediciones y predicciones basadas en ellas, por ejemplo, la biomasa por unidad de superficie.
2. Los datos espaciales, incluidos datos de teledetección o los productos que se han previsto de estos datos. El principal uso de estos datos es como datos de referencia o como datos auxiliares.

Los datos de referencia son los datos en los cuales se basan las estimaciones. Por ejemplo, los factores de emisiones aplicados en métodos de los Niveles 1 y 2 normalmente necesitan información sobre la parcela de terreno en forma de observaciones de especies arbóreas y mediciones de diámetros y, tal vez, también de la altura de los árboles. Los datos de referencia reales son las agregaciones a nivel de parcela de las predicciones a partir de modelos alométricos de cada uno de esos árboles.

Para los métodos del Nivel 3, los datos de referencia se pueden utilizar para la construcción de modelos y en su calibración (p.ej., la parametrización) con datos que, idealmente, sean representativos de la población. En la práctica, esto no significa que se deben cubrir todas las condiciones del ambiente, sino más bien que los datos de referencia incluyen un abanico de condiciones existentes en el país que son representativas de las circunstancias nacionales (IPCC, 2019).⁽¹¹⁶⁾

Calibración del modelo significa seleccionar o ajustar sus parámetros con el objetivo de obtener resultados que representan mejor los procesos de interés en la región (y el intervalo de tiempo) en la cual se pretende aplicar el modelo. El procedimiento de calibración de un modelo lo prepara para ser utilizado para análisis posteriores. Hay varios métodos para calibrar un modelo. Los modelos empíricos más sencillos (p.ej., los modelos de crecimiento empírico del bosque, basados en la edad del bosque o en índices del emplazamiento) en general son representaciones matemáticas de las relaciones entre las existencias de carbono o las variaciones en las existencias de carbono y las variables relevantes del predictor, utilizando métodos y programas estadísticos estándar. Los modelos más avanzados (p.ej., modelos híbridos o basados en el proceso) suelen tener numerosas variables del predictor interrelacionadas y parámetros asociados. Para los modelos híbridos y basados en el proceso, a menudo la calibración se completa utilizando métodos de optimización de parámetros que modifican los parámetros del modelo en rangos conocidos para que correspondan mejor a los resultados conocidos (p.ej., las existencias de carbono). Esto se puede lograr con una variedad de métodos, incluyendo algoritmos genéricos, aprendizaje automático y el enfoque bayesiano. Los métodos se pueden utilizar también para propagar incertidumbre a través del análisis del inventario (p.ej., Hararuk *et al.*, 2017).

Una vez que se ha construido o calibrado el modelo, se debería evaluar para demostrar que estimula efectivamente las tendencias medidas para la categoría de fuente de interés. Para evaluar el comportamiento del modelo, y para confirmar que este es capaz de estimar las emisiones y absorciones en las categorías de fuente de interés, se deberían utilizar datos diferentes de los utilizados para la calibración del modelo (IPCC, 2019). En la práctica, esto se logra generalmente estableciendo a la par un subconjunto de datos de referencia recopilados y utilizados en la calibración del modelo para utilizarlos exclusivamente para la evaluación del modelo mismo.

Para la estimación de los datos de la actividad, los datos de referencia pueden estar también en forma de datos de la parcela a nivel de terreno, pero con mayor frecuencia los datos de referencia para

⁽¹¹⁶⁾ Véase la Sección 2.5.2, Capítulo 2, Volumen 4.

esta aplicación se mantienen en forma de interpretaciones visuales de fotografías aéreas o imágenes satelitales. De tal forma, los datos de teledetección y terrestres pueden servir como datos de referencia.

La principal finalidad de los datos auxiliares es aumentar o mejorar las estimaciones basadas en datos de referencia, y la principal mejora es el aumento de la precisión. Entre otros ejemplos se incluye el uso de mapas generados a partir de datos de teledetección como fuente para la estratificación de datos, y el uso de datos de escaneo láser aerotransportado o espectral integrados con datos terrestres para usarlos con estimadores asistidos por modelos o basados en el modelo. Para los IGEI de los países tropicales, los datos auxiliares están sobre todo en forma de datos de teledetección, o productos basados en ellos. Sin embargo, los datos espacialmente explícitos climáticos, topográficos y de gestión se pueden utilizar también para apoyar la atribución (es decir, asociando la cobertura de la tierra observada o los cambios en la cobertura de la tierra con el uso de la tierra y los cambios de uso de la tierra). De tal forma, solo los datos de fuentes de teledetección o terrestre pueden servir como datos de referencia, mientras los datos de ambas fuentes pueden también servir como datos auxiliares. Esta sección aborda las fuentes de datos, con los usos de los datos establecidos en el **Capítulo 4** y el **Capítulo 5**.

3.1 Fuentes de observaciones con sensores remotos

Al evaluar la utilidad de las fuentes de observaciones con sensores remotos para apoyar los requisitos de notificación, cobran enorme relevancia consideraciones sobre la definición de bosque, la resolución temporal y espacial, el presupuesto para la adquisición y los medios de procesamiento. En el DMO se prevé que los datos ópticos y de radar de resolución espacial media (10–80 m) y alta (<10 m) sean los principales tipos de datos de teledetección utilizados para la estimación de las actividades de REDD+. ⁽¹¹⁷⁾ Hoy día, la mayor experiencia se concentra en torno al uso de datos ópticos de resolución media. Esto se debe, en parte, a que muchos países han utilizado datos ópticos de esta resolución para realizar las estimaciones de emisiones nacionales derivadas de la deforestación y de otras actividades del UTCUTS; y porque el Landsat proporciona un archivo histórico de datos de este tipo desde comienzos de la década de 1970. ⁽¹¹⁸⁾ En virtud de las operaciones exitosas del Landsat 8 y del Sentinel 2A/2B, así como de los planes a largo plazo para sus misiones de seguimiento, hay perspectivas de seguir disponiendo de datos para el futuro próximo. Los datos del Landsat y de Sentinel-2 se adquieren a nivel mundial, son de libre acceso y están disponibles en formato previamente procesado. Las nuevas técnicas de extracción o composición de datos pueden contribuir enormemente a atenuar los problemas de interferencia ocasionados por la nubosidad.

Hoy día, los datos de radar tienen el potencial para desempeñar una función más importante para el monitoreo nacional de los bosques que la que han desempeñado hasta el momento, con las numerosas misiones de satélites radar que operan a diferentes longitudes de banda y resolución espacial que están actualmente en función. Hay disponibilidad de datos globales de coherencia histórica de radar banda L, de JERS-1 SAR y ALOS PALSAR desde mediados de la década de 1990; en la banda C, el ERS-1/-2 y las misiones del Envisat suministran series de datos globales si bien menos sistemáticas que las misiones de banda L. Las misiones actualmente en marcha, como Sentinel-1A/1B, ALOS-2 PALSAR-2 y SAOCOM-1A/1B ⁽¹¹⁹⁾, están implementando planes de observación sistemática global. Cabe señalar que la política de datos gratuitos y la estrategia de adquisición mundial del Sentinel-1A/1B permiten la utilización de datos de radar de apertura sintética altamente relevantes para

(117) Si bien las fuentes de observaciones con sensores remotos se deben utilizar siempre en combinación con datos terrestres de las parcelas para estimar atributos a nivel de la actividad (p.ej., superficies o factores de emisiones), los datos de teledetección pueden ofrecer mediciones espacialmente explícitas a escala nacional.

(118) Archivos de imágenes con una resolución de 30 m están disponibles desde la década de 1980.

(119) Al momento de la presente publicación SAOCOM-1B todavía tiene que ser lanzado.

la MNV. Hay también buenas perspectivas de disponibilidad continua de datos mundiales de radar para el futuro, con una gama de misiones públicas de radar abiertas bien planificadas para la próxima década. La mayoría de estas misiones se ha planificado con una política de datos abierta, lo que las vuelve relevantes, por ejemplo, en el contexto del monitoreo de la biomasa (Herold *et al.*, 2019). Por ejemplo, la misión del NASA-ISRO SAR (NISAR), y la del Biomass Earth Explorer de la ESA, ambas con lanzamiento previsto para 2022, recolectarán datos de radar de apertura sintética de gran importancia para la MNV.

En apoyo a la GFOI, el CSOT trabaja con las agencias espaciales nacionales y con proveedores de datos de observación de la Tierra para asegurar que todos los países tengan acceso libre y gratuito a los datos satelitales necesarios para el monitoreo forestal nacional y la presentación anual de informes sobre las emisiones de GEIs. La oficina de ingeniería de sistemas (SEO, por sus siglas en inglés) del CSOT produce **informes en línea de cobertura nacional** para las misiones del Landsat, Sentinel-1 y Sentinel-2, destinados a más de 70 países GFOI. En cuanto a los datos de observación de la Tierra, hay una actividad efervescente entre las agencias del CSOT para facilitar el acceso a datos del satélite Analysis Ready Data (ARD) que deben ser previamente procesados para reducir el requisito de examen por expertos requerido para cargarlos y prepararlos para el análisis. Los datos del CEOS Analysis Ready Data Land (**CARD4L**) representan un formato de especificaciones para series de datos de sensores ópticos, radar y detección por luz y distancia (LIDAR) para asegurar que los productos ARD suministrados por las agencias del CSOT se adhieren a los formatos comunes estandarizados. Los productos de datos previstos en el formato CARD4L representan datos de satélite que han sido procesados hasta un conjunto mínimo de requisitos y han sido organizados en un formato que permite el análisis inmediato con un mínimo de esfuerzo adicional del usuario y permiten la interoperabilidad tanto a través del tiempo como con otras series de datos.

3.1.1 Datos ópticos

En general, los datos ópticos se consideran más apropiados para estimar los datos de la actividad (tanto para la deforestación como para la degradación forestal), que para los factores de emisiones, los cuales normalmente incluyen el uso de **observaciones terrestres**.

El tamaño del píxel de los datos ópticos influye en su utilización, y la baja resolución (normalmente considerada como tamaños del píxel entre 100 y 1 000 m) en general se concibe como insuficiente para las estimaciones de REDD+. Los datos de resolución media (de 10 a 80 m) se suelen utilizar para el monitoreo en este contexto y, específicamente, los datos del Landsat con resolución de 30 m se utilizan para cartografiar datos de la actividad para las actividades de monitoreo de REDD+ (**Manual GFOC-GOLD, 2015**). La frecuencia temporal, la cobertura, la extensión del archivo, la disponibilidad de imágenes procesadas (p.ej., ARD), y el acceso gratuito a los datos también influyen en la utilidad de estos datos. Una de las principales preocupaciones sobre los datos ópticos es la falta de imágenes en las áreas nubosas, y muchas zonas tropicales húmedas presentan nubosidad persistente. Se exponen varias fuentes de datos ópticos con políticas de datos abiertos y planificación de servicios a largo plazo.

Landsat es el tipo de datos de mayor uso que tiene numerosas ventajas, entre otras:

- ▶ largo historial de uso;
- ▶ adquisición global;
- ▶ procesamiento previo y archivado de datos;
- ▶ libre acceso a datos;

- ▶ bandas espectrales fundamentales para el monitoreo de los bosques, comprendidos infrarrojos cercano y de onda corta;
- ▶ largas series temporales de datos disponibles para, virtualmente, cualquier lugar de la Tierra.

A menudo, Landsat es la única serie temporal de datos disponible para la estimación de datos de la actividad históricos, debido al amplio registro requerido para el análisis de estas series temporales, y que se pueden utilizar para establecer líneas de base y niveles de referencia. También posee una banda térmica que ayuda en la identificación de las nubes. La cobertura histórica del Landsat es buena para la mayoría de los bosques tropicales. Las series de datos del Landsat se remontan a la década de 1970, sin embargo, análisis consistentes de las imágenes del Cartógrafo Temático (TM) se encuentran disponibles en el archivo histórico que data de 1984, correspondientes al lanzamiento del Landsat 5. Con el lanzamiento del Landsat 8, en 2013, se espera la continuación de las series temporales para el futuro próximo. Ya se inició la construcción del Landsat 9 con su lanzamiento previsto para el año 2021. La disponibilidad del archivo histórico es particularmente importante para establecer niveles de referencia. De la misma forma, las observaciones consistentes en el tiempo siguen siendo la clave para que los métodos automatizados detecten la deforestación y la degradación forestal. La cantidad de imágenes en el archivo ha aumentado significativamente desde que se lanzó el Landsat 7, en 1999. Asimismo, el lanzamiento del Landsat 8 ha aumentado la cantidad de imágenes capturadas y archivadas.

La misión del Copernicus Sentinel-2, que comprende una constelación de dos satélites de órbita polar, ha aumentado la disponibilidad de datos de resolución media, con un período de consulta de anchura de barrido de 290 km y de cinco días (en el ecuador, con dos satélites). Utiliza 13 bandas espectrales, cuatro bandas visibles y de infrarrojo cercano a 10 m, seis bandas borde rojo/infrarrojo cercano y de onda corta a 20 m y tres bandas a 60 m de resolución espacial, esta última específicamente útil para correcciones atmosféricas e identificación de nubes (Zhu *et al.*, 2015). Este instrumento multispectral ofrece una mejor continuidad a la serie de satélites franceses SPOT y al instrumento Cartográfico Temático Landsat, de los Estados Unidos, si bien carece de una banda térmica. Con una política de datos abierta y gratuita, produce datos de resolución de 10 m en series temporales densas, facilitando aplicaciones que aquí hemos analizado como posibles solo a alta resolución. Como parte del Programa de Observación de la Tierra (de la Unión Europea), Copernicus Sentinel-2A fue lanzado en junio de 2015, y el Sentinel-2B en marzo de 2017. Cada uno de estos ha sido diseñado con una vida útil de misión de más de siete años y combustible para 12 años. A la par del Sentinel-2C y el -2D, se han financiado dos satélites adicionales que están en fase de desarrollo para garantizar la continuidad de los datos. En el futuro, al aumentar las series temporales, es probable que los datos del Sentinel se vuelvan estándar para monitorear las actividades de REDD+.

Los datos a una resolución espacial superior a 10 metros pueden mejorar la detección de los cambios asociados a la degradación, y permitir que los datos de la actividad de REDD+ sean monitoreados de manera más exacta, con una mayor diferenciación que la obtenida con los datos de resolución media. Hay algunos ejemplos de países que utilizan datos de alta resolución para cartografiar REDD+ de forma completa, incluyendo Guyana (**Recuadro 25**), pero los costos de adquisición y procesamiento son más altos que para los datos de resolución media. Además, los datos de alta resolución podrían no estar disponibles para todo el territorio de los países por una cantidad de períodos suficiente que permita la estimación directa de los datos de la actividad de REDD+ con una cobertura completa. Por consiguiente, hasta la fecha, los datos ópticos de alta resolución han sido utilizados principalmente para capturar observaciones de referencia en enfoques basados en muestras para estimaciones de superficies o evaluaciones de exactitud, para el muestreo mediante transectos de zonas locales o regiones de interés, y para la evaluación de manchas calientes donde ocurren los cambios, o es más probable que estos se produzcan. Los datos de alta resolución también pueden ser valiosos para proporcionar datos de entrenamiento para algoritmos de detección de las variaciones y se pueden

utilizar para generar estimaciones y factores de emisiones y absorciones (p.ej., la aplicación de LiDAR) para estimar la profundidad de la turba quemada por los incendios en Indonesia y, en consecuencia, las emisiones de dióxido de carbono y de GEI distintos del CO₂ (Ballhorn *et al.*, 2009). Se sigue investigando el uso de datos de alta resolución. Sin embargo, la adquisición planificada de datos de alta resolución por **Noruega** puede ser una opción para un uso más funcional de los datos para estimación de datos de la actividad, así como para fines de capacitación y validación de resultados.

Datos de baja resolución de sensores como MODIS, VIIRS, CBERS-2 y OLCI en el Sentinel-3 pueden ser útiles, por ejemplo, para observar los cambios en los índices espectrales y detectar si estos están ocurriendo en los bosques, para fines de estratificación o para organizar el muestreo. Los datos de alta frecuencia y baja resolución tienen también el beneficio de ofrecer, potencialmente, datos que pueden aumentar los de otras fuentes de datos en las áreas nubosas.

Recuadro 24: Eliminación de nubes y sombras en las imágenes satelitales ópticas utilizadas para cartografiar los datos de la actividad

La apertura del archivo del Landsat en 2008 (Woodcock *et al.*, 2008) permite obtener series temporales de datos Landsat para casi cualquier lugar de la Tierra. Las nubes pueden dificultar la labor de los sensores ópticos, aunque existen técnicas para lidiar con eso: cuando se clasifican una sola imagen o un par de imágenes, es sencillo identificar y clasificar cualquier nube o sombra evidente (contaminaciones) presentes en las imágenes. Estos píxeles pueden eliminarse del análisis o reemplazarse por píxeles de imágenes sin nubes desde el punto más cercano disponible en el tiempo. Cuando se analiza una serie temporal de observaciones para actividades en la superficie terrestre utilizando todas las imágenes disponibles, se debe identificar con exactitud las nubes y sombras como anomalías en la serie temporal, las cuales pueden ser atribuidas erróneamente por el algoritmo de clasificación como actividades en superficie. Afortunadamente, el hecho de utilizar series temporales facilita esta función. Por ejemplo, empleando el Método de detección continua de cambios y de clasificación (CCDC, por sus siglas en inglés) para cartografiar los datos de la actividad (p.ej., Arévalo *et al.*, 2020), el analista primero aplica un algoritmo que busca las nubes y las sombras, filtrando cada imagen de forma individual, pero sin utilizar observaciones previas o posteriores (Zhu and Woodcock, 2012). Después, un segundo algoritmo que mira a cada píxel como parte de las series temporales, verifica si es que los píxeles omitidos eran de hecho anomalías o cambios reales en la superficie en ese momento (Zhu and Woodcock, 2014a). El algoritmo de filtración de nubes en una sola imagen señalado acá, Fmask, ha sido implementado por el USGS para filtrar todas las imágenes del Landsat en el archivo de Estados Unidos, de modo que cada imagen será emitida con una máscara de nube/sombra basada en Fmask. Puede ser que Fmask y otros procesos semiautomatizados omitan nubes y neblina, por lo que siempre deben estar sometidos a verificaciones manuales y, en su caso, se debe eliminar nube, sombra y neblina de forma manual. Como también se señala en el **Recuadro 30**, se utilizan las series temporales de forma alternativa para crear compuestos, mediante la selección de determinadas observaciones en una serie temporal de acuerdo con algunos criterios. Por ejemplo, si se computa la media en la reflectancia de la superficie de las series temporales anuales de observaciones del Landsat, se crean imágenes anuales libres de nubes y sombras, siempre que las nubes no estén presentes la mayor parte del año. Se pueden desarrollar criterios más avanzados que tengan en cuenta la fenología, las relaciones espectrales, las estadísticas avanzadas y/o los resultados de un algoritmo de detección de nubes (p.ej., Griffiths *et al.*, 2014).

Recuadro 25: Desarrollo progresivo y adaptación del sistema de medición, notificación y verificación de Guyana

Guyana ha desarrollado un proceso de MNV que proporciona la base para informar las medidas de desempeño relacionadas con los cambios en la cobertura forestal y las existencias de carbono en bosques. El proceso de MNV está respaldado conforme a las condiciones establecidas en la Nota conceptual conjunta que firmaron Guyana y Noruega en 2009.⁽¹²⁰⁾ El sistema de MNV ha evolucionado con el tiempo, para adaptarse a nuevas tecnologías, sensores, métodos analíticos y la importancia de la gestión y capacidad local. Hoy día, los procesos de MNV están en conformidad con el Enfoque 3 del IPCC.⁽¹²¹⁾ Las series de datos utilizados para el análisis de cambios han pasado del establecimiento de líneas de base requeridas para monitorear la deforestación a la inclusión de series de datos y el desarrollo de métodos necesarios para estimar y notificar la degradación. La cartografía de la extensión del bosque de 1990 se realizó utilizando imágenes del Landsat respaldadas por datos de radar JERS-1 de 1991 y fotografías aéreas históricas de la década de 1960. Las últimas series de datos se utilizaron para verificar la ubicación de la franja forestal/no forestal y la composición de la vegetación. El análisis de cambios de 1990 a 2009 se realizó principalmente con imágenes del Landsat respaldadas, en su caso, con imágenes del IRS y CBERS. Después de 2009, los procesos de MNV de Guyana gestionados por la Comisión Forestal del país⁽¹²²⁾ pasaron al informe anual de deforestación. En virtud del acuerdo entre Noruega y Guyana, se hizo referencia al calendario de pagos basados en el desempeño con el mapa de referencia de 2009 que proporcionaba una instantánea del cambio forestal al 30 de septiembre de ese año. El acuerdo impuso la limitación de incluir imágenes adquiridas entre agosto y diciembre de cada año. Dada la persistente cobertura de nubes y la frecuencia temporal del Landsat 5 (16 días) y los problemas de calidad de imagen que afectaron al Landsat 7 desde 2011 en adelante, estas series de datos fueron reemplazadas principalmente con imágenes de alta resolución de RapidEye. Con una constelación de cinco satélites, RapidEye permite una mayor resolución temporal y espacial (5 m). Las ventajas fueron dos: reducir el riesgo de que la nube oscureciera el cambio y mejorar la capacidad de evaluar la degradación. A partir de 2013, las estimaciones nacionales de la degradación se han estado realizando utilizando un diseño de muestreo aleatorio estratificado en dos etapas para capturar el cambio en las superficies con riesgo de cambio medio y alto. El sistema de captura de datos es transferible a varios modelos de avionetas y es capaz de capturar a 25–60 cm, una resolución capaz de identificar la degradación forestal con bastante certidumbre.

La **Figura 12** muestra el cronograma de las diversas mejoras realizadas a los sistemas de MNV, incluido el cambio a la presentación de informes anuales, la estimación nacional de la degradación, las mejoras en los procesos de evaluación de la precisión y, por último, el

(120) La Nota conceptual conjunta establece una serie de medidas provisionales destinadas a ser utilizadas mientras se desarrolla la funcionalidad completa de MNV.

(121) **MNV de Guyana 2009–2020.**

(122) La agencia implementadora con asistencia técnica proporcionada por Indufor Asia Pacific, Nueva Zelanda.

despliegue de una MNV de bajo costo gestionada por Guyana.

Figura 12: Cronograma de mejora continua de la MNV



La MNV es independiente de los datos y proporciona una plataforma versátil que crece, se desarrolla y permite mejoras a medida que se hacen necesarias. El desarrollo progresivo ha dado tiempo para superar las divergencias entre la capacidad, y la integración de fuentes de imágenes alternativas y la migración al procesamiento de imágenes basado en la nube y las rutinas de análisis de series temporales. Hoy día, el potencial de los datos generados a través de la cartografía anual del cambio forestal se extiende mucho más allá de la función de MNV prevista para incluir una gama de funciones nacionales relacionadas con políticas, toma de decisiones, integración de funciones de cumplimiento y una gestión más eficaz dentro del sector de los recursos naturales.

3.1.2 Radar de abertura sintética

Los datos del radar de abertura sintética (SAR, por sus siglas en inglés) se utilizan generalmente para estimar la biomasa aérea. Se emiten oblicuamente los pulsos de microondas y, en las tierras forestales, los pulsos emitidos rebotan desde la tierra o desde el dosel o el tronco de plantas leñosas y de los árboles. A través de la intensidad y otros atributos de los pulsos rebotados, se puede estimar la extensión de la biomasa aérea de vegetación leñosa y sus variaciones en el tiempo.

El SAR es un sistema activo y operacional en el dominio de las microondas del espectro electromagnético. Las microondas son invisibles para el ojo humano y, por tal razón, los satélites SAR ofrecen una visión diferente del terreno y, lógicamente, complementaria en comparación con los sensores remotos ópticos. El radar emite un pulso electromagnético y registra la parte del pulso que rebota, o se dispersa de retorno al satélite (de aquí el término retrodispersión). A diferencia de la luz solar, que no es polarizada y comprende amplios rangos de diferentes longitudes de banda, el radar es como un láser, pero trabaja con longitudes de banda estrechas y bien definidas en el espectro de microondas, con polarizaciones específicas. Dado que las señales de las microondas son varias magnitudes más amplias que la luz óptica, casi no se ven afectadas por las nubes, el humo y la bruma, y esto convierte a los SAR en una herramienta importante en las regiones propensas a nubes o incendios.

A continuación se enumeran los sistemas de radares espaciales comunes actuales y futuros (incluyendo las fechas de lanzamiento previstas)⁽¹²³⁾:

- ▶ Banda P: 69,0 cm (*BIOMASA: 2022*)
- ▶ Banda L: 23,5 cm (*ALOS-2; SAOCOM-1; ALOS-4: 2022; NISAR-L: 2022*)
- ▶ Banda S: 9,4 cm (*NovaSAR-1; NISAR-S: 2022*)
- ▶ Banda C: 5,6 cm (*Sentinel-1; RADARSAT-2; RADARSAT Constellation Mission*)
- ▶ Banda X: 3,1 cm (*TerraSAR-X; TanDEM-X; COSMO-SkyMed, PAZ*)

El SAR es sensible a la estructura del bosque y de la vegetación y la longitud de onda del radar afecta en gran medida el tamaño de los objetos que pueden ser detectados. La señal del radar normalmente interactúa con objetos que tienen más o menos la misma magnitud espacial de la longitud de onda del radar, y mayores, mientras que los objetos levemente más pequeños que la longitud de onda se vuelven transparentes para el radar. Cuanto más pequeños son los objetos, menor influencia tendrán sobre la retrodispersión. Por consiguiente, las señales de radar de mayor longitud de onda (banda P, banda L) pueden penetrar a través de las hojas en una cobertura de copa y pueden interactuar con las estructuras arbóreas más grandes, por ejemplo, los troncos y las ramas más grandes y por tanto mostrar una correlación positiva limitada con la biomasa aérea. La saturación de la biomasa aérea puede variar entre 80 y 150 Mg/ha para el radar de banda L y 200–350 Mg/h para las bandas P (**Capítulo 5, Manual del SAR**). Los sistemas que funcionan a menor longitud de onda (banda C, banda X) tienen limitada penetración en las densas coberturas de copa, pero son más sensibles a la vegetación escasa y de biomasa baja.

La orientación de las ondas del radar (es decir, la polarización) también afecta la intensidad de la señal recibida, ya que la orientación y la estructura de la vegetación (p.ej., los troncos verticales, las ramas orientadas al azar, el suelo horizontal) a su vez influyen en la orientación de la señal reflejada (retrodispersión). Los sistemas actuales de radar espacial trabajan con polarización lineal y la señal es transmitida y recibida con polarización horizontal (H) y/o vertical (V). Las diferentes bandas de polarización capturan diferente información sobre el terreno, muy en analogía con las diferentes

⁽¹²³⁾ Las letras de las bandas del radar son de origen militar y, por tanto no tienen un significado específico.

bandas espectrales de los datos ópticos. Una imagen SAR está compuesta de una combinación de tres principales tipos de dispersión: dispersión por superficies rugosas (vegetación baja, suelo sin vegetación); dispersión de doble rebote (troncos de árboles, edificaciones, postes de luz); y dispersión por volumen (cubierta forestal). La intensidad de la retrodispersión de un determinado canal polarimétrico (HH, VV o HV) estaría mejorada dependiendo del tipo de dispersión observada. Por lo general, las superficies rugosas tienen mejor intensidad de dispersión en la polarización VV, en la dispersión de doble rebote en la polarización HH y en la dispersión por volumen en la polarización HV o VH (p.ej., Flores-Anderson *et al.*, 2019). Por consiguiente, se recomienda encarecidamente utilizar al menos dos polarizaciones (HH+HV o VV+VH) para la mayoría de las aplicaciones terrestres.

Dado que los conceptos de radar y de microondas son diferentes de las ópticas tradicionales, es necesario comprender algunos elementos básicos de la tecnología SAR y la forma en que las señales radar interactúan con los diferentes tipos de cobertura de la tierra, con el fin de utilizar correctamente los datos SAR. El CSOT ha publicado una sencilla **Guía de interpretación del SAR** para ayudar a los usuarios que tienen pocos conocimientos (o ninguno) a familiarizarse. Si se desea profundizar detalles sobre la teoría SAR y las aplicaciones y tutorías forestales, se recomienda el **Manual SAR: Metodologías integrales para el monitoreo forestal y la estimación de biomasa** (Flores-Anderson *et al.*, 2019).

3.1.2.1 Sistemas de SAR con longitud de onda de banda larga

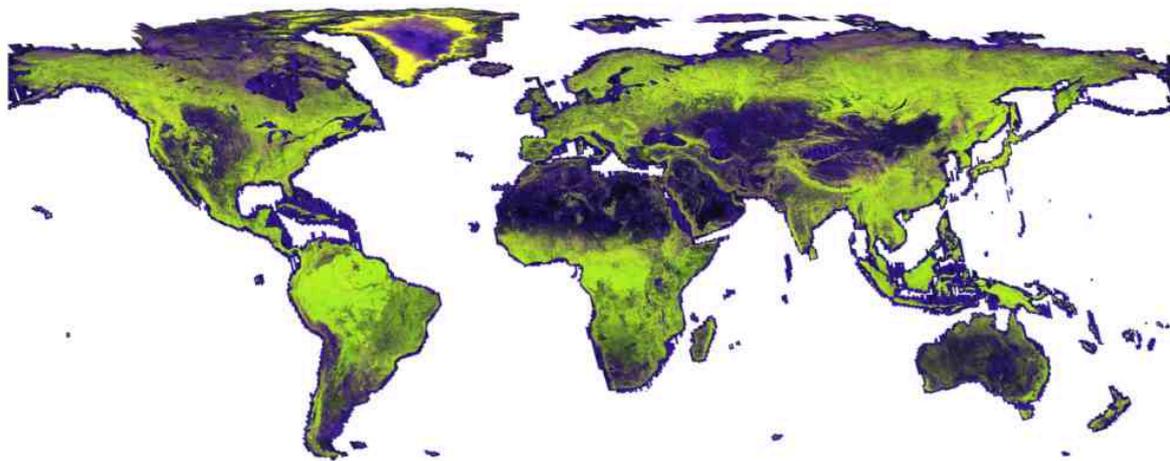
Los radares con longitud de onda de banda larga en general se refieren a sistemas de radares de apertura sintética que operan con bandas de frecuencia L o P. Los sistemas SAR de banda L se caracterizan por una buena penetración del dosel (cuando las hojas < la longitud de onda del radar) y la principal retrodispersión se produce a partir de ramas menores, ramas y tallos, lo que generalmente proporciona una clara distinción entre superficies con vegetación y aquella sin vegetación. Por lo tanto, estos sistemas son adecuados para detectar las variaciones en la cobertura forestal, estimar las áreas afectadas y, con series temporales a intervalos anuales o semestrales, pueden respaldar el suministro de datos de la actividad. La correlación de la retrodispersión de la banda L con la etapa de crecimiento/clases de edad del bosque también permite cartografiar el rebrote de los bosques.

La retrodispersión de banda L muestra una correlación positiva con la biomasa aérea hasta un nivel de aproximadamente 100–150 Mg/ha, dependiendo del tipo y composición del bosque: menor para bosques naturales/mixtos, mayor para bosques y plantaciones homogéneos (siendo las palmeras una importante excepción [p.ej., las plantaciones de palma aceitera], donde las hojas grandes [es decir, hojas > longitud de onda del radar] impiden la penetración de la señal a través del dosel denso, lo que da como resultado una correlación de retrodispersión más cercana con el índice de área foliar que con la biomasa aérea (Rosenqvist, 1996)). Dentro del rango de sensibilidad de la banda L, los datos se han utilizado para la estimación de la biomasa aérea en una variedad de categorías de bosques de biomasa baja a media, incluida la llanura aluvial del Amazonas (Pereira *et al.*, 2018) y bosques secundarios (Cassol *et al.*, 2018), sabanas (Naidoo *et al.*, 2016) y superficies boscosas africanas (Bouvet *et al.*, 2018) y bosques boreales en Siberia (Stelmaszczuk-Gorska *et al.*, 2019).

En los últimos 30 años, el SAR de banda L ha constituido la longitud de onda de radar más larga disponible desde el espacio; y las misiones japonesas JERS-1 SAR, ALOS PALSAR y ALOS-2 PALSAR-2 han estado proporcionando observaciones globales sistemáticas en períodos desde mediados de la década de 1990. Los datos se han reunido en tableros globales anuales con un espaciado de píxeles de 25 m, corregidos geométrica y radiométricamente (**Figura 13**). Estos tableros globales anuales se generan continuamente (actualmente por ALOS-2 PALSAR-2) y todos los tableros históricos y contemporáneos están disponibles para descarga pública gratuita en el **repositorio de datos** de la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA). Se planea

un nuevo procesamiento de todos los tableros para cumplir con los datos listos para el formato **CARD4L**. Otros conjuntos de datos de SAR abiertos al público en banda L incluyen datos de barrido ancho (ScanSAR) de baja resolución (50–100 m) de ALOS PALSAR (2006–2011) y ALOS-2 PALSAR-2 (2014–presente), adquiridos una o dos veces al mes sobre la zona pantropical mundial. Los archivos completos de datos de ALOS PALSAR (alta resolución y ScanSAR) y ALOS-2 PALSAR-2 (ScanSAR) serán publicados de forma gratuita por JAXA durante 2020.

Figura 13: Mosaico mundial del SAR de banda L ALOS-2 PALSAR-2 25 m para 2018



Fuente: JAXA EORC

La importancia del SAR en banda L ha sido reconocida por varias agencias del CSOT y la disponibilidad continua de los sistemas SAR en banda L está asegurada durante al menos la próxima década, con la constelación SAOCOM-1A/1B (Argentina) en órbita desde 2018, ALOS-4 (Japón) y NISAR-L (Estados Unidos de América) cuyo lanzamiento está previsto para 2022 (JPL, 2018), y ALOS-6 (Japón), la Misión candidata Copernicus de alta prioridad ROSE-L (UE) y Tandem-L (Alemania) en desarrollo para su lanzamiento en la segunda mitad de la década de 2020.

La misión *Biomass Earth Explorer* de la Agencia Espacial Europea (BIOMASS), cuyo lanzamiento está previsto para 2022, será la primera misión SAR de banda P espacial. Con una longitud de onda casi tres veces mayor que la de la banda L, la sensibilidad a la retrodispersión con biomasa aérea aumenta significativamente. Los datos de la banda P adquiridos sobre los bosques tropicales mediante sensores aéreos, recopilados utilizando la misma geometría de adquisición (tomográfica) que se utilizarán para BIOMASS, indicaron una sensibilidad superior a 400 Mg/ha, sin que se detectara una saturación de señal aparente (Le Toan and Quegan, 2018). BIOMASS es una misión científica, cuyo objetivo es medir la distribución mundial de la biomasa aérea del bosque y la altura del bosque, con el fin de reducir las principales incertidumbres en las existencias de carbono y los flujos asociados con la biosfera terrestre. Durante la vida útil prevista de la misión (cinco años), se generarán mapas casi globales de biomasa aérea (excluidas América del Norte y Europa) y de la altura del bosque a una resolución de 200 m en intervalos de siete meses (Quegan and Carreira, 2019). Los datos y productos de BIOMASS serán puestos a disposición, de forma gratuita, en el dominio público por la Agencia Espacial Europea.

3.1.2.2 Sistemas de SAR con longitud de onda de banda corta

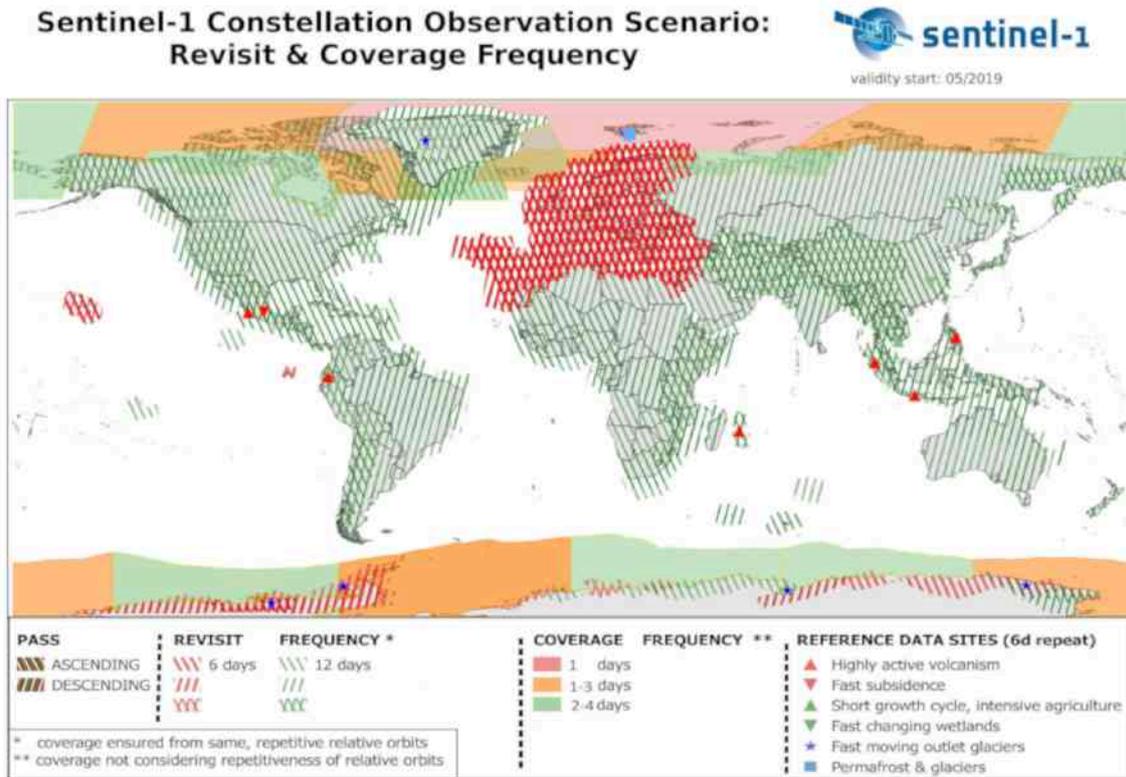
Los radares de longitud de onda corta comúnmente se refieren a instrumentos con longitudes de onda < 10 cm, lo que a menudo significa sistemas SAR que operan en las bandas C y X, pero también incluyen

la frecuencia de la banda S. Las señales de microondas de banda C normalmente interactúan con hojas y ramas menores en la capa superior del bosque. Si bien la penetración de la señal es generalmente limitada en bosques densos de dosel, la banda C es complementaria a la banda L (y la P) en áreas de bosques escasos y abiertos, y es sensible a la vegetación de baja biomasa, como el rebrote temprano, matorrales y arbustos, donde las longitudes de onda más largas muestran una sensibilidad limitada. El uso de datos de polarización dual (VV + VH o HH + HV) es un requisito previo para permitir la cartografía de la vegetación con SAR de banda C, al igual que el acceso a adecuadas series temporales de datos.

Con una política de datos gratuita y una estrategia de adquisición global, la misión Copernicus Sentinel-1 proporciona SAR en banda C para aplicaciones terrestres. Lanzada en abril de 2014 (Sentinel-1A) y abril de 2016 (Sentinel-1B), esta constelación proporciona observaciones de polarización dual (comúnmente VV + VH) a una frecuencia temporal densa para todas las áreas terrestres del mundo cada seis días para Europa y las regiones vecinas; y cada 12 días para el resto de la masa continental mundial (**Figura 14**). Con unas 30 adquisiciones cada año, representa una oportunidad para reducir el moteado (mejorando así la resolución espacial efectiva) y el rumor de fondo causado por varios factores ambientales (como la lluvia) que afectan la estabilidad radiométrica de la retrodispersión. La disponibilidad continua de los datos de Sentinel-1 está garantizada hasta bien entrada la década de 2030, y cada satélite Sentinel-1 tiene un diseño de misión de vida útil de siete años (y combustible para 12 años). Las misiones de seguimiento Sentinel-1C y -1D están actualmente en desarrollo. Para mantener la alta frecuencia de adquisición temporal, al menos dos satélites Sentinel-1 estarán en órbita en cualquier momento. Los datos de la misión Sentinel-1 se distribuyen con una política de datos abierta y gratuita y se puede acceder a ellos a través del **Centro**

de datos de Copernicus, así como de otros centros como la **Instalación de Satélites de Alaska**.

Figura 14: Escenario de observación global del SAR Sentinel-1 banda C



Fuente: Copernicus

Otras misiones de longitud de onda corta incluye la Misión de Constelación de Radarsat Canadiense (RCM) de banda C, con una política pública de datos abiertos; la banda X alemana TerraSAR-X/TanDEM-X, la constelación italiana de tres satélites COSMO-SkyMed; la constelación española PAZ; y el satélite NovaSAR-1 de banda S del Reino Unido, lanzado en 2018. Las observaciones anuales de NovaSAR-1 sobre Australia y la región del Pacífico en modo de polarización dual (HH + HV) estarán abiertas al público y estarán disponibles en formato (CARD4L) en el **Repositorio de datos CSIRO**. Los datos de NovaSAR-1 sobre otras partes del mundo estarán disponibles públicamente en la **Catapulta de Aplicaciones Satelitales del Reino Unido**. La misión NISAR de Estados Unidos e India, que contará con capacidad SAR de bandas L y S, está programada para su lanzamiento en 2022.

3.1.2.3 Sinergia de datos

En demostración de las ventajas de la sinergia de datos, el proyecto **CCI Biomass** de la Agencia Espacial Europea (Santoro and Cartus, 2019) está utilizando una combinación de datos SAR en bandas L y C, junto con LiDAR (ICESat GLAS) y mapas de datos auxiliares para elaborar mapas mundiales de biomasa aérea para los años 2010, 2017 y 2018, correspondientes a la disponibilidad de datos históricos del mosaico SAR de banda L de ALOS y ALOS-2 y datos de banda C de Envisat y Sentinel-1. Las nuevas series de datos de los sensores LiDAR lanzados recientemente (GEDI e IceSAT-2) se integrarán en los mapas de seguimiento de 2018. Esta cartografía tiene como objetivo lograr una resolución espacial de 500 m–1 km, con un error relativo de menos del 20 por ciento cuando la biomasa aérea supera los 50 Mg/ha. Si bien esta resolución es más alta que la requerida para la modelización climática actual, el objetivo es permitir que se infiera información más detallada (p.ej., estructura de edad del bosque y régimen de perturbación) que es relevante para el clima y

tiene el potencial de ser explotada por el ciclo del carbono y los modelos climáticos a medida que se desarrollan. El primer mapa mundial de biomasa aérea, para el año 2017 con una resolución espacial de 100 m, se publicó en 2019. Está disponible junto con estimaciones por píxel de la incertidumbre de la biomasa aérea para su descarga pública a través del Portal de Datos Abiertos de CCI en el **Archivo CEDA**.

3.1.3 Sistema LiDAR

La detección por luz y distancia (LiDAR, por sus siglas en inglés) es una tecnología activa de teledetección (la versión óptica del radar) que utiliza pulsos de luz láser para medir la distancia y (en algunos casos) la energía reflejada. El altímetro láser emite impulsos de luz que interactúan con diferentes estratos de la vegetación y a partir de los cuales se puede estimar información cuantitativa sobre la estructura vertical de la vegetación. Dado que los sistemas LiDAR proporcionan mediciones directas de la altura del terreno y de la vegetación, estos son muy relevantes para la estimación de los factores de emisiones. Hay enormes expectativas sobre el uso de las observaciones LiDAR (puntuales) para calibrar y validar estimaciones de la altura de las formaciones forestales y la biomasa aérea derivada de los datos SAR (de cobertura continua) para mejorar la viabilidad y la precisión del análisis (Siqueira, 2019; Saatchi, 2019).

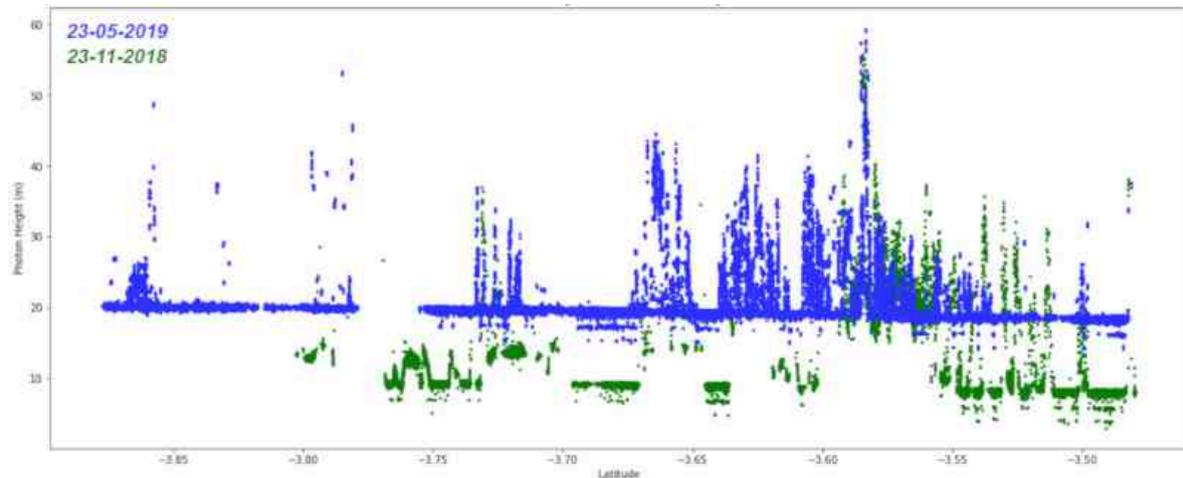
3.1.3.1 Sistemas LiDAR espaciales

A partir de 2018, han estado funcionando dos misiones LiDAR espaciales: el satélite de observación del hielo, la nubosidad y la elevación terrestre (ICESat-2) y la misión de Investigación de la dinámica de los ecosistemas mundiales (GEDI, por sus siglas en inglés). Si bien los sistemas espaciales no brindan una cobertura espacial continua (a diferencia de muchos sistemas aerotransportados), en su lugar proporcionan mediciones puntuales en o a lo largo de la trayectoria terrestre de la nave espacial. Dos de sus principales ventajas son: i) su capacidad para recopilar datos a nivel mundial en todos los países; ii) el hecho de que todos los datos están disponibles públicamente de forma gratuita. Los datos de los sistemas LiDAR transmitidos desde el espacio se utilizan a menudo en combinación con imágenes ópticas de satélites y/o SAR para interpolar estimaciones entre los transectos o huellas del sistema (Scarth *et al.*, 2019). Si bien los instrumentos LiDAR operan en la parte visible e infrarroja cercana del espectro y, por lo tanto, la cobertura de nubes afecta la adquisición de datos, se puede esperar que la interferencia de la nube se mitigue con el tiempo, ya que los instrumentos recopilan continuamente datos durante la vida útil de la misión.

ICESat-2 proporciona mediciones globales a intervalos de tres meses (91 días), con 30 km entre trayectorias terrestres adyacentes en el ecuador. Transporta un altímetro láser de conteo de fotones (ATLAS) que opera a una longitud de onda de 532 nm (verde). Este instrumento emite 10 000 pulsos de láser por segundo (pulsos/s) en comparación con los 40 pulsos/s del instrumento GLAS en ICESat-1, que corresponde a mediciones cada 70 cm a lo largo de la trayectoria terrestre del satélite. Se mide el tiempo de viaje de cada fotón que rebota (de unos 20 mil millones de fotones por pulso, ¡solo alrededor de una docena rebotan!) y se calcula la distancia, lo que da como resultado una nube vertical de mediciones de altura a lo largo de la trayectoria del nadir del satélite. Los productos ICESat-2 incluyen estimaciones de la altura del terreno, la altura del dosel y la cubierta del dosel en escalones

de longitud fija de 100 m a lo largo de la trayectoria terrestre (**Figura 15**).

Figura 15: Mediciones fotónicas de altura ICESat-2 a lo largo de un transecto río-bosque



ICESat-2 entró en funcionamiento en 2019 y tiene una vida útil nominal de misión de tres años, con posibles operaciones extendidas según el desempeño del instrumento. Los datos de ICESat-2 en varios niveles de productos están disponibles para descarga pública desde el **Centro Nacional de Información sobre la Nieve y el Hielo (NSIDC)** y en formatos más sencillos desde **OpenAltimetry**. Los datos históricos de ICESat GLAS recopilados entre 2003 y 2009 también están disponibles en los mismos repositorios.

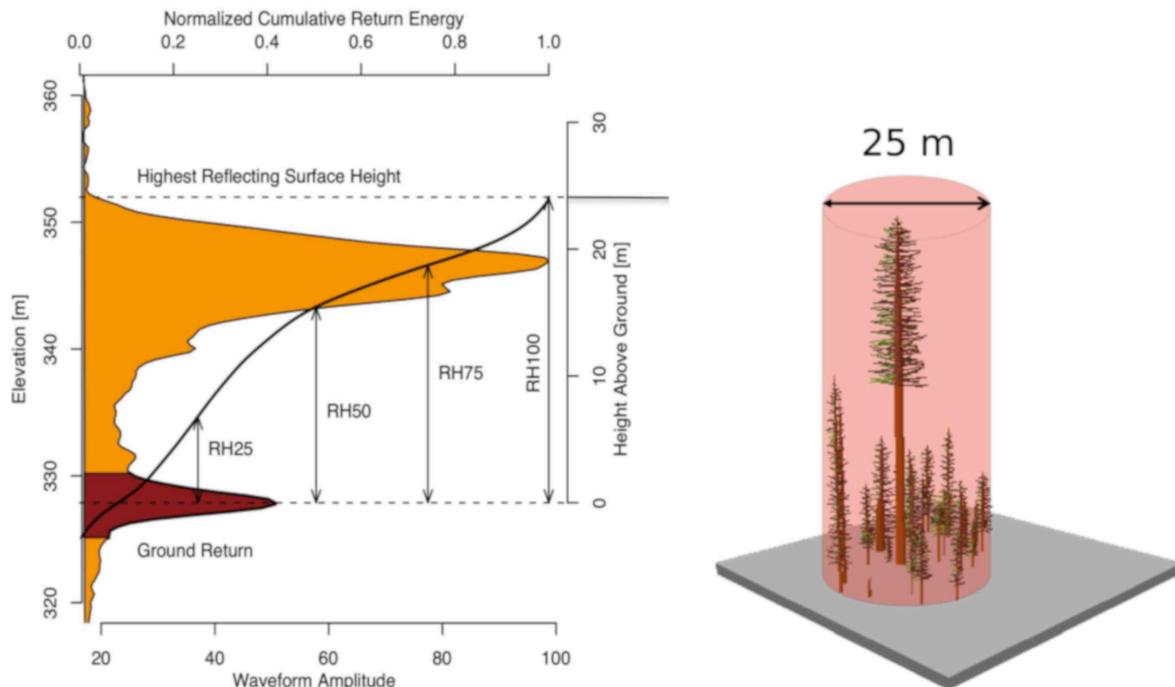
GEDI es un sistema lidar de infrarrojo cercano (1 064 nm) desplegado en la Estación Espacial Internacional (EEI) en abril de 2019 para una misión nominal de dos años⁽¹²⁴⁾. La órbita de la EEI proporciona cobertura entre los 60 grados de latitud sur y norte. Dado que la órbita de la EEI no está sincronizada con el sol, las trayectorias terrestres no producen un patrón de repetición fijo (a diferencia de ICESat-2, por ejemplo). Por un lado, esto da como resultado que un punto específico en el terreno no se mide más de una vez pero, pero por el otro, significa que las mediciones se muestrean con una mayor cobertura geográfica.

GEDI es un sistema LiDAR de forma de onda completa que, además de la altura del terreno y la vegetación, también mide la cantidad de energía láser reflejada por el material vegetal (tallos, ramas y hojas) a diferentes alturas sobre el terreno (**Figura 16**). Las formas de onda se procesan para proporcionar métricas para cada huella, como elevación del terreno, altura del dosel, métricas de altura relativa e índice de área foliar. Estas mediciones también se utilizan para cuantificar la densidad de la biomasa aérea a escala de huellas de GEDI específicas, cada una de las cuales es un círculo de aproximadamente 25 m de diámetro que contiene información sobre el perfil vertical de la vegetación (**Figura 16**). Los modelos estadísticos y los inventarios de campo se utilizan para predecir la densidad de la biomasa aérea y su incertidumbre asociada en la ubicación de cada medición de perfil. Las huellas de GEDI se recolectan de una manera muestreada con ocho huellas espaciadas en una franja

(124) MOLI (Multihuella de observación LiDAR y generador de imágenes) es una misión de sistema lidar espacial bajo consideración por la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA) para su despliegue en la EEI alrededor de 2024. MOLI –que potencialmente proporcionaría una continuidad importante a la misión GEDI– también es un sistema LiDAR de forma de onda que funciona a una longitud de onda del infrarrojo cercano (1 064 nm). El láser de doble haz está diseñado para proporcionar huellas de forma de onda de 25 m muestreadas a intervalos de 50 m a lo largo de dos trayectorias terrestres paralelas. Para ayudar a la interpretación de los datos del LiDAR, MOLI también llevará un generador de imágenes óptico tradicional (explorador de empuje) que proporcionará imágenes simultáneas (verde, rojo e infrarrojo) a lo largo de la trayectoria terrestre del sistema LiDAR.

de 4,2 km, recolectadas a intervalos de 60 m.

Figura 16: Forma de onda completa del sistema LiDAR medida por la GEDI



Fuente: GEDI Ecosystem LiDAR, 2020

Todos los productos de datos GEDI están disponibles para su descarga pública gratuita. Los productos de datos de nivel inferior (formas de onda geocodificadas y métricas de perfil y altura del dosel a nivel de la huella) están disponibles en el [NASA/USGS LPDAAC](#), y los productos de nivel superior (altura del dosel cuadrículado y métricas de incertidumbre y estimaciones de biomasa aérea basadas en modelos) están disponibles en el repositorio [ORNL DAAC](#).

3.1.3.2 Sistemas LiDAR aerotransportados

Además de los instrumentos espaciales, las mediciones LiDAR se obtienen a partir de instrumentos aerotransportados. La recopilación de mediciones LiDAR con aeronaves se suele denominar escaneo láser aerotransportado (ALS, por sus siglas en inglés) y tiene una larga historia de uso operativo en aplicaciones forestales en los países desarrollados (p.ej., Næsset, 2002; Wulder *et al.*, 2012). El uso del ALS es menos común en los bosques tropicales debido a una mayor diversidad de especies arbóreas, la complejidad que conlleva en el análisis de los datos y el costo de la recolección rutinaria de mediciones LiDAR. Aun así, algunos ejemplos son dignos de mención:

- ▶ **República Federativa del Brasil** – a través del sistema LiDAR aerotransportado, se recopilieron datos de inventarios forestales y varios datos satelitales en todo el país para la elaboración de mapas continuos de biomasa aérea en apoyo del inventario nacional de GEI (IPCC, 2019). En un enfoque similar al de Saatchi *et al.* (2017) se recolectaron datos del LiDAR en transectos seleccionados al azar ($n = 1\,000$) en los cuales se seleccionaron 407 parcelas sobre el terreno. Se extrapola la biomasa estimada en transectos para crear mapas continuos utilizando reflectancia de la superficie, datos de radar y datos de precipitaciones recopilados de varias misiones satelitales.
- ▶ **República Democrática del Congo (RDC)** – se recopilieron datos a través del sistema LiDAR aerotransportado en toda la RDC, en 216 transectos seleccionados al azar para estimar la biomasa

aérea (Xu *et al.*, 2017). Se midió la biomasa en 91 parcelas de terreno seleccionadas dentro de los transectos para establecer relaciones entre las mediciones del LiDAR y la biomasa. Se elaboraron mapas de biomasa estableciendo una relación entre la señal del sistema LiDAR y varios conjuntos de datos continuos recolectados por satélite (ALOS/PALSAR, Landsat y MODIS). Este muestreo se diseñó para proporcionar estimaciones de biomasa a nivel nacional y subnacional y por tipo de bosque en apoyo de REDD+ en la RDC (Saatchi *et al.*, 2017).

- ▶ **República Democrática Federal de Nepal** – en 2011 se realizó una comparación entre el uso del sistema LiDAR aerotransportado, datos satelitales RapidEye de alta resolución y técnicas terrestres convencionales, para estimar la biomasa aérea (LAMP). Gráficos del LiDAR, imágenes satelitales continuas RapidEye y mediciones *in situ* de 738 parcelas de muestreo se utilizaron para estimar la biomasa aérea. Esto se comparó con la Evaluación de recursos forestales mundiales (FRA) de fuentes múltiples basada en el terreno de 676 parcelas realizadas ese mismo año. Los resultados demostraron que la mayor diferencia entre los dos enfoques es la resolución espacial. LAMP tiene mayor precisión en una extensión espacial más pequeña en comparación con el inventario forestal convencional de múltiples fuentes. Si bien el enfoque LAMP logró una mayor precisión, el enfoque FRA tuvo menos costos de recopilación de datos de referencia.
- ▶ **República Unida de Tanzania** – se recopilaron repetidas mediciones del sistema LiDAR aerotransportado en transectos seleccionados sistemáticamente en el distrito de Liwale, en 2012 y 2014, en un proyecto de investigación financiado por el Gobierno de Noruega. El proyecto no era parte del establecimiento oficial del nivel de referencia de Tanzania en virtud de la CMNUCC, que se basó en datos del Landsat y del INF, pero fue una tentativa para probar y mostrar el uso operativo del ALS para estimar la biomasa aérea y las variaciones de las existencias de carbono en condiciones tropicales. Si bien se cumplieron los objetivos del proyecto, vale la pena señalar que Tanzania no ha incorporado el ALS en su SNMF. El proyecto se describe en detalle en Ene *et al.* (2016) y Ene *et al.* (2017).

3.1.4 Series de datos mundiales sobre el cambio en la cobertura forestal

Hay una amplia disponibilidad de cartografía mundial de los cambios en la cobertura forestal y de la cobertura de la tierra, por ejemplo, Hansen *et al.* (2013),⁽¹²⁵⁾ (cobertura [bio]física observada en la superficie de la Tierra), que puede añadir valor a nivel nacional si se aplica de forma apropiada.⁽¹²⁶⁾ Esta cartografía incluye tanto mapas estáticos de un solo período, como mapas que muestran productos de múltiples períodos de tiempo (dinámicas/cambios). Los mapas de la cobertura de la tierra pueden tener diferentes clases temáticas (que van desde pocas clases generales hasta múltiples clases y subclases), o se pueden enfocar en una sola amplia clase, por ejemplo la cobertura forestal. En el contexto de la MNV forestal/de REDD+, estas series de datos son fundamentales ya que ofrecen una estratificación

(125) Esta sección se basa ampliamente en el uso de series de datos de cubiertas arbóreas y sus cambios para la MNV de REDD+ (**DMO de la GFOI, Módulo 2, publicado el 28 de marzo de 2015**) además de material del taller conjunto de expertos del GFOI-GOFC-GOLD sobre el **uso de series de datos mundiales para la medición y el monitoreo de REDD+, Universidad de Wageningen, noviembre de 2015**.

(126) Los conjuntos de datos de cobertura terrestre pertinentes disponibles incluyen Hansen *et al.* (2013)https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.6.html a 30 m, Chen *et al.* (2014)<http://www.globallandcover.com/> a 30 m, and Buchhorn *et al.* (2019)<https://land.copernicus.eu/global/products/lc> a 100 m. Actualmente se está produciendo en la **Boston University** un conjunto global de datos a 30 m de resolución de cobertura terrestre y cambio de cobertura terrestre, incluidas las categorías de tierras del IPCC.

de cualquier área de estudio en el mundo (**Sección 4.2.3**).

Un mapa más preciso podría funcionar como una estratificación más eficaz. La exactitud de los productos mundiales varía en cada región debido a factores como la sensibilidad diferencial de la detección a escala de biomas y de ecorregiones, las dinámicas de los cambios (p.ej., de pequeña escala a escala industrial), y la riqueza de los datos (afectados, por ejemplo, por la nubosidad, donde observaciones de mejor calidad y realizadas con mayor frecuencia mejoran la exactitud). En general, se plantea la hipótesis de que el uso de mapas mundiales para fines de estratificación produce estimaciones de datos de la actividad menos precisas que las elaboradas a través de mapas nacionales de igual calidad para fines de estratificación, ya que estos últimos pueden estar armonizados a las definiciones nacionales de bosque y pueden utilizar conocimientos y datos auxiliares disponibles a nivel nacional. La precisión de las estimaciones de datos de la actividad depende de la combinación de la eficiencia en la estratificación (ya sea mundial o nacional) y el tamaño de la muestra de los datos de referencia. Por esta razón, la menor precisión asociada con las series de datos mundiales se puede compensar por el uso de una mayor muestra de referencia, y las series de datos mundiales pueden permitir el avance, en este sentido, hasta que se establezca la capacidad de elaborar mapas. Por lo tanto, las series de datos mundiales y la capacidad nacional de elaborar mapas se pueden considerar complementarias. Harris *et al.* ilustran una comparación entre el uso de series de datos mundiales y locales para cartografiar la deforestación. (2018).

Utilizando un mapa nacional o mundial, el proceso es el mismo, es decir:

- ▶ decidir la precisión necesaria, y diseñar el esfuerzo basados en muestras, en consecuencia. Probablemente esto va a depender del contexto normativo, incluida la perspectiva en el contexto de los pagos en base a resultados. Es necesaria una discusión entre los expertos técnicos y los colaboradores en materia de políticas sobre lo que se puede lograr de manera eficaz en relación a los costos;
- ▶ obtener una serie de datos de referencia iniciales y exploratorios;⁽¹²⁷⁾
- ▶ en base a los resultados obtenidos utilizando los datos de referencia exploratorios y el mapa para señalar la precisión obtenible como función del tamaño de la muestra, reunir datos de referencia adicionales para corregir sesgos en la estimación y obtener la precisión requerida.

La eficacia relativa (**Recuadro 26**) es una medición de la mejora de la precisión que se obtiene mediante el uso combinado de datos cartográficos y datos de referencia. Consideraciones sobre la eficacia relativa pueden ayudar a decidir sobre la eficacia en relación a los costos (p.ej., el costo de recopilar más observaciones de referencia *vs.* el establecimiento de la capacidad nacional para elaborar mapas, y los costos de establecer la relación entre los mapas mundiales y las definiciones nacionales de bosque). La evaluación nacional de las ventajas relativas de los mapas mundiales y nacionales para generar estimaciones a nivel nacional de la superficie forestal y sus variaciones también están relacionadas con:

- ▶ las preferencias de apropiación nacional del proceso, para responder ante la evolución técnica;
- ▶ la necesidad de tener información sobre los impulsores del cambio en la cobertura forestal y en la cobertura de la tierra, especialmente cuando esta información es necesaria para los pagos en base a resultados;
- ▶ si es que ya existe la capacidad nacional de elaborar mapas, es probable que países que tienen esta capacidad deseen utilizarla;

(127) Los datos de referencia son datos terrestres de alta calidad o de teledetección independientes que pueden ser utilizados con datos cartográficos o de forma independiente para corregir los sesgos en la estimación y estimar los intervalos de confianza.

- necesidades nacionales de un mapa de la cobertura de la tierra (p.ej., relacionado con la definición de bosque y las clasificaciones de la cobertura de la tierra, para integrarlo en la planificación nacional).

La relación entre los datos mundiales y la definición nacional de bosque es importante y, al comparar las estimaciones nacionales y los productos mundiales, el usuario debe estar seguro de que ambos productos abarcan la misma extensión geográfica y el mismo período de tiempo, y que las superficies forestales y los cambios en estas obtenidos a partir de datos mundiales, sean lo más similares posible a la definición nacional. Las inconsistencias comunes entre los datos mundiales y las definiciones nacionales de bosque se relacionan con los umbrales mínimos de la cubierta de dosel⁽¹²⁸⁾, la consideración detallada del uso de la tierra (p.ej., la situación de los cultivos migratorios, de la palma aceitera u otras plantaciones), el tamaño mínimo de las superficies forestadas y la altura mínima de los árboles, requeridos por la definición.

Las reglas para cartografiar la extensión del porcentaje mínimo de cubierta de copas⁽¹²⁹⁾ especificada en la definición nacional de bosque se podrían aplicar automáticamente en algunos productos, ya que el porcentaje de la cubierta de copas es un atributo a nivel de píxel. Sin embargo, algunos estudios indican que una posible cubierta de copa (digamos del 30%) en la definición nacional de bosque podría no corresponder al 30 por ciento que ha sido estimado en la series de datos mundiales (Sannier *et al.*, 2016; McRoberts *et al.*, 2016a). Se podría requerir un ajuste o compensación usando, ya sea los datos auxiliares para establecer la relación, o considerando el ajuste como parte de la corrección del sesgo a través de las series de datos de referencia. Otros criterios para definir el bosque, tales como diferentes especificaciones de altura, o requisitos específicos de uso de la tierra, implican la necesidad de elaborar mapas nacionales adicionales (con enormes costos asociados) para poder corregir las superficies erróneamente incluidas o excluidas por los mapas mundiales. Para poder lograr esto, el SNMF podría identificar superficies que de otro modo cumplirían con la definición de bosque, pero que están bajo uso de la tierra predominantemente agrícola o urbano, e identificar ecosistemas donde los árboles no cumplen con la definición de altura.

Adaptar los requisitos de superficie mínima, altura del árbol, ancho y cubierta de dosel de una definición de bosque, no es nada fácil con mapas basados en píxeles, ya sea producidos a nivel nacional o mundial. Si bien los métodos basados en objetos y en el SIG pueden ser útiles, se debe eliminar el píxel y aplicar las reglas de integración⁽¹³⁰⁾ para tener coherencia con la definición aplicada, lo cual podría degradar la resolución espacial del mapa e implicar métodos complicados de promedio para estimar el porcentaje de la cubierta de dosel para las unidades integradas. En la práctica, aún no se encuentran disponibles técnicas claras y fáciles para resolver estos aspectos.⁽¹³¹⁾

Los productos cartográficos mundiales que señalan las superficies donde se ha eliminado por completo la cobertura forestal, se pueden utilizar para ayudar a cartografiar el cambio en la cobertura de las tierras forestales y no forestales. Sin embargo, en superficies donde se indica una eliminación total

(128) Los umbrales de la cubierta de dosel no encajan necesariamente con la definición nacional cuando la superficie mínima de bosque tiende a ser muy diferente para el tamaño del píxel del Landsat. Además, también puede haber problemas de calibración con los datos mundiales relativos a la calidad fenológica o radiométrica de los datos de entrada.

(129) El desempeño relativo de los métodos de clasificación mundiales y nacionales pueden ser una función del umbral de la cubierta de copas utilizado en la definición nacional de bosque.

(130) Es necesario definir reglas cuando píxeles contiguos bajo el umbral especificado debiesen pertenecer a la superficie forestal o ser considerados como superficies no forestales. Introducir el concepto de UCM puede ser útil en este contexto. También hay que definir reglas al momento de describir los cambios. Se puede decidir que los cambios bajo la superficie mínima de bosque sean considerados, siempre que se integren en superficies forestales que son más grandes que la superficie forestal mínima establecida.

(131) El enfoque del INGEI de Australia para elaborar informes respecto del uso de la tierra, el cambio de uso de la tierra y silvicultura aplica estos métodos.

del estrato dominante no corresponderá necesariamente a deforestación como proceso de cambio de uso de la tierra de acuerdo con la definición nacional de bosque, ya que la deforestación, según la definición nacional de tierras forestales, implica un cambio de uso de la tierra y ocurre cuando las superficies que previamente cumplían con la definición de bosque se sitúan bajo los umbrales de cubierta arbórea, altura o superficie mínima sin posibilidades de recuperación. La cobertura forestal que temporalmente se sitúa en cero o debajo del umbral mínimo (p.ej., debido a incendios, vientos, enfermedades o aprovechamiento), no significa un cambio de usos de la tierra forestal si posteriormente tiene lugar la replantación o la regeneración natural o asistida.

Por lo tanto, el uso de series de datos mundiales para estimar la deforestación debe tomar en cuenta otros factores más allá de simplemente utilizar un análisis mundial de eliminación de la cobertura forestal bajo el nivel mínimo estimado por el algoritmo de clasificación de las series de datos mundiales. Es probable que se requiera información auxiliar para identificar las superficies sujetas a aprovechamiento donde se llevará a cabo la replantación, e información sobre el alcance de cualquier perturbación y, si es que esto ha sido seguido o no por un cambio de uso de la tierra. El análisis de las series temporales tiene la capacidad de ser extremadamente útil. Las modificaciones introducidas a través de los datos auxiliares se deben considerar consistentemente en el tiempo, o se podría introducir un error significativo en la cartografía y la estimación de la superficie.

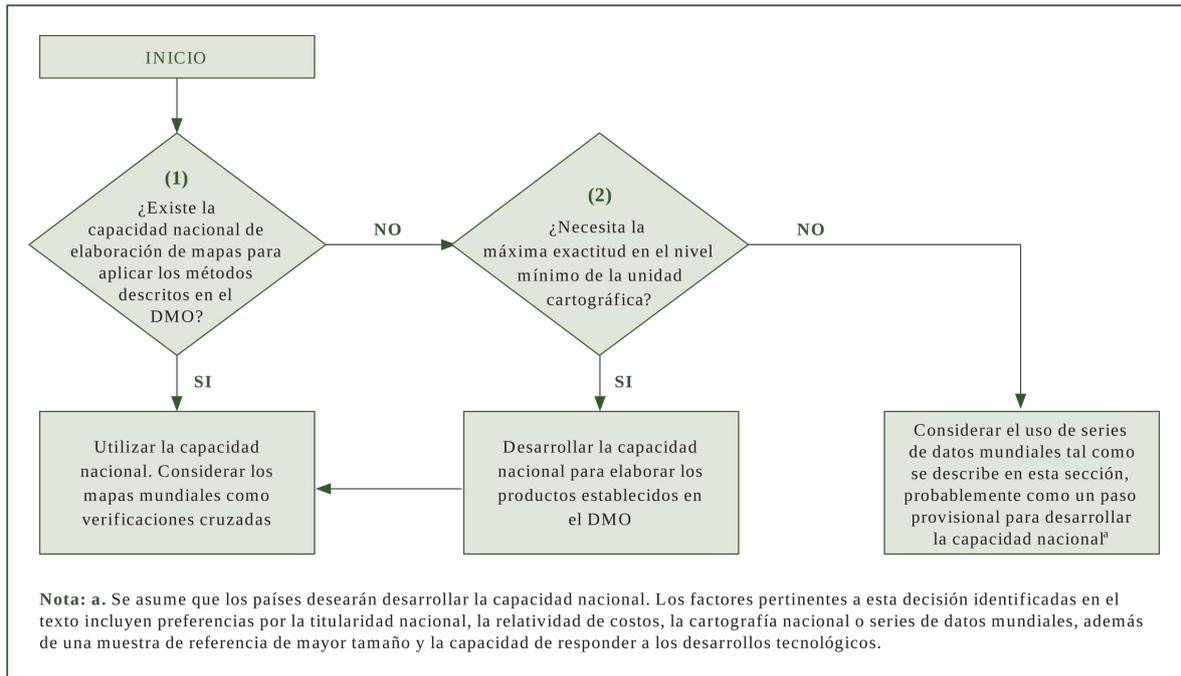
Las observaciones de referencia coherentes con la definición nacional de bosque también se pueden utilizar con un mapa mundial no modificado. Los datos de referencia se utilizan para ajustes por sesgos estimados producidos por errores de predicción del mapa al utilizar mapas mundiales como bases para la estimación. Sin embargo, la cantidad de datos de referencia debe lograr una precisión dada que probablemente debe ser mayor en este caso. Si se estratifican los datos de referencia (p.ej., por tipo de bosque, accesibilidad, o cantidad de biomasa)⁽¹³²⁾, el estrato se debe aplicar de manera consistente en el tiempo, sin importar si se están utilizando productos cartográficos mundiales o nacionales.

La orientación sobre los puntos de decisión para los usuarios, pertinente al uso de los mapas mundiales, se resume en el árbol de decisión de la **Figura 17**. Si bien las cartografías nacionales deben ser más exactas y precisas, los mapas mundiales tienen valor como verificación cruzada ya que se deben

(132) Las muestras correspondientes al mismo estrato extraídas de los mapas mundiales de biomasa pueden ser útiles para identificar las densidades de carbono correspondientes, o para hacer verificaciones cruzadas de las estimaciones de biomasa a partir de muestras nacionales (**Sección 4.3.1.2**).

comprender las diferencias (p.ej., en términos de los factores discutidos en esta sección).

Figura 17: Orientaciones sobre el uso de series de datos mundiales para estimar la cubierta forestal y el cambio en la cubierta forestal



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:

Punto de decisión 1: ¿Existe la capacidad nacional de elaboración de mapas para aplicar los métodos descritos en el DMO?

Los métodos para generar datos nacionales de la actividad a partir de la teledetección se describen en 4 y 5. Todos los casos suponen el uso conjunto de datos cartográficos y de referencia. Nótese que la capacidad existente es también una cuestión de eficacia en relación a los costos. Si el país carece de recursos para crear capacidades para elaborar mapas nacionales a largo plazo, la respuesta al Punto de decisión 1 es **No**.

Punto de decisión 2: ¿Necesita la máxima exactitud en la UCM?

La máxima exactitud en la UCM puede ser necesaria para interactuar con los grupos de interés, identificar los impulsores, relacionar los datos de teledetección y terrestres o incorporar actividades subnacionales.

Recuadro 26: Eficacia relativa

La relación entre las varianzas para la estimación directa de la superficie (basada solo en datos de referencia) y las estimaciones de las varianzas que dependen de los mapas como información auxiliar, da como resultado la eficacia relativa (RE):

Ecuación 4

$$RE = \frac{\widehat{V}(\widehat{\mu})}{\widehat{V}(\widehat{\mu}_{map})}$$

La misma reducción en la varianza (p.ej., un aumento en la precisión) también se puede obtener aumentando el tamaño de la muestra en las series de datos de referencia por un factor de n_1

= RE. El uso del mapa es eficiente desde un punto de vista económico si el costo de recolectar muestras adicionales es mayor que el costo de utilizar el mapa en el proyecto, dado por:

Ecuación 5

$$n(n_1 - 1)p > M$$

donde n es el tamaño de la muestra original de datos de referencia, p es el costo de adquirir cada observación de la muestra adicional y M es el costo de elaborar el mapa. El valor de equilibrio del mapa depende de los costos relativos de producir y adquirir observaciones de muestras, lo cual variará dependiendo de las circunstancias.

Sin embargo, un mapa proporciona más que una mejora de la precisión estadística. Proporciona información adicional sobre la ubicación del bosque y otros usos de la tierra, se puede utilizar también para llevar a cabo otras tareas, sujetas a la exactitud que tenga. Al momento de evaluar la eficacia económica general, se debe tener en cuenta el valor de esta información adicional.

A pesar de que pueden no ser representativos de todos los casos, en el **Apéndice B**, se describen ejemplos de eficacias relativas obtenidas para los mapas nacionales y mundiales para una cantidad limitada de tipos de bosque, lo que sugiere las siguientes conclusiones acerca del tamaño de la muestra de los datos de referencia necesarios para alcanzar el nivel de precisión requerido, sujeto a otras restricciones como tener una cantidad suficiente de observaciones dentro de cada clase de actividad:

- ▶ El uso de mapas nacionales en vez de mapas mundiales puede reducir el tamaño de la muestra de los datos de referencia entre un 70 y un 90% para la estimación de la superficie, y entre un 50 y un 80% para la estimación de los cambios en la superficie (**Tabla 29**).
- ▶ En comparación con el uso de una muestra de datos de referencia por sí sola, el uso de un mapa nacional para estimar la superficie forestal puede reducir el tamaño de la muestra en más del 95%, mientras que el uso de la cartografía global puede reducir el tamaño de la muestra entre un 85 y un 95%. El mismo estudio sugiere una reducción del 10% en el tamaño de la muestra cuando se usa el mapeo nacional, y ninguna reducción del uso de mapas globales. Sin embargo, es probable que esto se deba al muy bajo nivel de cambio observado durante el período 2000–2010; se observa una reducción del 62% en el tamaño de la muestra cuando se utiliza el mapa nacional durante el período 1990–2000 (**Tabla 30**).
- ▶ En Gabón, se ha demostrado que el uso de mapas mundiales no calibrados a las condiciones locales para estimar la superficie forestal reduce el tamaño de la muestra entre cero y 35%, mientras que el uso de mapas calibrados según la definición nacional de bosque reduce el tamaño de la muestra entre un 30 y un 50% (**Tabla 31**).

La eficacia relativa de utilizar datos de teledetección depende de muchos factores, por ejemplo, el tipo de estimación realizada, diferentes actividades, estimaciones de superficie, diferentes factores de emisiones/absorciones, del tipo y la estructura del bosque, y el tipo de datos de teledetección. Por lo general, mientras exista una mayor correlación entre la propiedad estimada y los datos de teledetección, será mayor la eficacia relativa. Esta es un área donde se necesita ulterior investigación.

3.1.5 Consideraciones para fuentes de observaciones con sensores remotos

Como se indica en la **Sección 1.2.3**, un elemento estratégico fundamental para SNMF sostenibles, es el uso efectivo de los recursos. La selección de datos de la fuente de observaciones con sensores remotos más adecuada es fundamental para asegurar un SNMF sostenible ya que podría afectar la capacidad del SNMF de generar los datos necesarios (**Sección 1.2.2**) y afectaría la infraestructura requerida para el procesamiento de los datos (**Sección 1.3.3**). Las consideraciones sobre las fuentes de observaciones con sensores remotos varían en dependencia de si se han producido los mapas de la cobertura de la tierra o de los cambios en la cobertura de la tierra, si se han recolectado los datos de referencia, o si se ha previsto o estimado la biomasa.

3.1.5.1 Mapas de la cobertura de la tierra y de cambios en la cobertura de la tierra

Los mapas de la cobertura de la tierra y de los cambios en la cobertura de la tierra son herramientas importantes para formular políticas, diseñar programas y monitorear su implementación; y la experiencia ha demostrado su utilidad para reducir la incertidumbre en la estimación de superficies (GFOI, 2018), y como fuentes de estratificación; cuanto mayor sea la precisión del mapa, mayor será la eficiencia de la estratificación. Para la producción de mapas de la cobertura de la tierra y de los cambios en la cobertura de la tierra, se deben considerar varios criterios para seleccionar la fuente correcta de datos de teledetección:

- ▶ **Discriminación temática** – para la discriminación temática de las tierras forestales derivadas de las otras clases de uso de la tierra, los tipos de sensores ópticos con el espectro visible e infrarrojo cercano (EVIC) y el infrarrojo de onda corta (SWIR, por sus siglas en inglés) tienen un contenido de información más estable que los tipos de sensores con solo EVIC o SAR. Sin embargo, en los bosques secos, el uso de SAR, en particular de banda L, mejora la discriminación temática de los bosques (**Recuadro 27**) y se puede utilizar para complementar sensores ópticos (Reiche *et al.*, 2015).
- ▶ **Unidad cartográfica mínima (UCM)** - está estrechamente relacionada con la superficie mínima de la definición de bosque y la resolución espacial. Los sensores ópticos de las misiones Landsat tienen alrededor de 30 m de resolución espacial, 0,09 ha de tamaño de píxel, lo que significaría que podría ser posible identificar áreas de bosque de ese tamaño. Sin embargo, vale la pena señalar que la información temática confiable no debe depender de la información deducida de un solo píxel debido a la relación señal/ruido⁽¹³³⁾ y debe agregarse dentro de un mínimo de un píxel en cada dirección del píxel de destino (es decir, caja de 3 por 3 píxeles = 90 m x 90 m en el Landsat, que es casi una ha).
- ▶ **Resolución temporal, nubes y estacionalidad** – la disponibilidad del Landsat 8 y Sentinel 2 ha creado una disponibilidad de datos sin precedentes, lo que da como resultado un intervalo de revisión promedio global de 2,9 días (Li and Roy, 2017). La cobertura de nubes puede dificultar el mapeo regular de la cobertura terrestre en muchas regiones tropicales, y esto puede compensarse con un aumento en la resolución temporal que permite cubrir las lagunas en la información. La estacionalidad, causada por una temporada seca prolongada y el predominio de árboles de hoja caduca, dan como resultado un fuerte ciclo anual de exhibición de hojas, que puede ser difícil de

(133) A menos que el poder de discriminación espectral relativo entre las clases temáticas sea alto, lo que depende de las condiciones locales.

caracterizar en las imágenes y puede conducir a la detección de cambios espurios debido a ciclos interanuales. Estos ciclos se pueden caracterizar correctamente con una resolución temporal suficiente. Los datos del SAR son una alternativa útil en áreas de nubosidad persistente.

- ▶ **Accesibilidad** – el acceso estable, seguro y fácil a los datos y las capacidades de procesamiento de datos de teledetección es un criterio importante a considerar para asegurar el correcto funcionamiento de los sistemas de monitoreo. Muchas misiones, como Landsat y Sentinel, tienen una política de datos abiertos que permite el acceso gratuito a sus datos; el acceso se facilita a través de diferentes portales y medios, haciendo que los datos sean accesibles cuando sea necesario. Actualmente, hay disponibilidad de opciones para preprocesar y procesar estos datos en la nube (**Sección 1.3.3**) pero es importante comprender si estos procesos serán accesibles en el futuro y los riesgos conexos. No tener acceso a los datos y las capacidades de procesamiento de manera oportuna podría representar un riesgo significativo que debería ser considerado en la toma de decisiones (p.ej., un compromiso en la precisión puede resultar en una mejor consistencia).
- ▶ **Cobertura histórica** – el establecimiento de niveles de referencia y la capacidad de cartografiar los cambios en la superficie de la tierra requieren datos históricos. Actualmente, Landsat es la única misión satelital que puede proporcionar datos para casi cualquier punto de la Tierra desde el año 2000 (**Sección 3.1.1**), pero esta situación cambiará a medida que crezcan los registros de otros sistemas de satélites.
- ▶ **Costo** – el costo de acceso y procesamiento es uno de los aspectos clave que deben considerar los países al seleccionar los datos de teledetección que se utilizarán. Se debe considerar cuidadosamente la relación costo-beneficio para el uso actual y futuro, así como la disponibilidad de fondos para cubrir estos costos en el futuro. Los beneficios adicionales podrían estar relacionados con una mayor discriminación temática y resolución espacial y temporal, pero debe quedar claro que estos beneficios pueden compensar los costos adicionales incurridos.
- ▶ **Perspectiva de futuro** – la perspectiva de futuro para la adquisición y el procesamiento de las imágenes es un criterio importante para seleccionar la fuente de datos de teledetección. El SNMF debe generar datos de manera sistemática y consistente, y para ello es importante el uso de imágenes con estándares similares, así como la disponibilidad continua de herramientas para procesarlas. Si bien la continuación de la misión Landsat y Sentinel está garantizada durante la próxima década (**CEOS, 2020**), es posible que no se garantice la continuación de otras misiones o la generación de productos mundiales. Lo mismo se aplica a las herramientas cuyo desarrollo y mantenimiento pueden interrumpirse.
- ▶ **Apropiación de los datos por el país** – es importante que todos los datos estén totalmente respaldados y aceptados a través **arreglos institucionales** del SNMF.

Recuadro 27: Consideraciones especiales para el monitoreo forestal en los trópicos secos

Los trópicos secos, donde la vegetación se caracteriza por sabanas, monte claro y bosques secos, plantean desafíos particulares para el monitoreo forestal. Por lo general, se pueden esperar precisiones más bajas del mapeo basado en la observación de la Tierra en estos tipos de vegetación, con complicaciones asociadas a:

- ▶ La **estacionalidad** – una estación seca prolongada y el predominio de árboles de hoja caduca dan como resultado un fuerte ciclo anual de exhibición de hojas, que puede ser difícil de caracterizar en las imágenes. Este ciclo puede mostrar diferencias interanuales en la visualización de las hojas, lo que impulsa la detección de cambios espurios. En las sabanas, los pastizales y las copas de los árboles tienen ciclos fenológicos separados y

superpuestos, que son difíciles de separar en una serie temporal.

- ▶ La **heterogeneidad del paisaje** – la estructura de la vegetación varía en pequeñas escalas espaciales, con bosques de dosel cerrado y sabanas abiertas que coexisten en un paisaje. La señal asociada con el bosque y el cambio forestal generalmente es diferente entre estas estructuras de vegetación.
- ▶ Los **incendios** – los incendios son muy comunes en las sabanas durante la estación seca, provocando cambios abruptos en las propiedades de la superficie que no suelen estar asociados con la deforestación o la degradación.
- ▶ Las **pequeñas magnitudes de cambio** – la cubierta del dosel de árboles más baja en los trópicos secos significa que los cambios en la cubierta de dosel son inherentemente de menor magnitud y, por lo tanto, más difíciles de detectar.

La experiencia con los cuatro temas anteriores en tres países con bosques secos en África septentrional (Mozambique, Namibia y Zambia) sirvió para proporcionar la siguiente orientación que los países deben tener en cuenta:⁽¹³⁴⁾

- ▶ La **cartografía del de uso de la tierra/cobertura de la tierra** – las imágenes ópticas (p.ej., Sentinel-2) deben seleccionarse de una época del año constante (p.ej., estación húmeda, estación seca temprana), teniendo en cuenta la estacionalidad en la fenología de la vegetación, la aparición de incendios y la cobertura de nubes. El apilamiento de imágenes compuestas de varias estaciones puede mejorar la separabilidad de los tipos de vegetación, donde sus ciclos fenológicos difieren. La inclusión de imágenes de radar en una clasificación puede ayudar a discriminar categorías de uso de la tierra (Joshi *et al.*, 2016) (p.ej., Sentinel-1), y el radar de longitud de onda larga puede ayudar a caracterizar la cobertura forestal (Naidoo *et al.*, 2016) (p.ej., ALOS PALSAR 1/2, NISAR).
- ▶ La **cartografía de la biomasa** – hay una relación bien explorada entre la retrodispersión del radar de banda L y la biomasa aérea en los trópicos secos (Mitchard *et al.*, 2009), que a diferencia de los densos bosques tropicales, no suele saturarse. El cambio de biomasa puede indicar deforestación, degradación y (re)crecimiento (McNicol *et al.*, 2018).
- ▶ La **detección de cambios** – las series temporales de los satélites todavía tienen que producir información consistente sobre los cambios en la cobertura de la tierra en los trópicos secos, a diferencia de los bosques más densos. Las dificultades en la detección de cambios en el bosque se pueden mitigar mediante la comparación de imágenes de la misma temporada, por ejemplo, la clasificación del cambio utilizando imágenes compuestas de la temporada de lluvias donde se muestran las hojas. La normalización de imágenes puede ayudar a detectar cambios cuando la estacionalidad es inconsistente, incluida la “normalización espacial” en paisajes heterogéneos (Hamunyela *et al.*, 2016). Donde esté disponible, el cambio de retrodispersión de radar de banda L puede ofrecer un enfoque alternativo para clasificar el cambio en superficies de cubierta de dosel moderada, y es particularmente favorable donde las imágenes ópticas están influenciadas por la coexistencia de árboles y pastizales.

La estrategia de monitoreo empleada debe tener en cuenta las propiedades de la vegetación objeto de monitoreo. Debido a su variación estructural, ninguna estrategia de seguimiento única será totalmente aplicable a todos los trópicos secos. Puede ser necesaria la subdivisión en regiones con tipos de vegetación similares, lo que permite la aplicación de métodos de

(134) Véase el **Proyecto SNMF** para obtener detalles de la experiencia de la prueba de herramientas en tres países con bosques secos.

monitoreo apropiados a nivel local.

3.1.5.2 Datos de referencia

Como se explica en la **Sección 4.2.3**, los datos de referencia se refieren a datos que representan las condiciones de referencia del terreno, y esto es fundamental para permitir la estimación de superficies de acuerdo con las directrices del IPCC. Aunque algunas de las consideraciones presentadas anteriormente también pueden aplicarse a los datos de referencia, se deben tener en cuenta también las siguientes:

- ▶ **La fuente de los datos de referencia** – los datos de referencia pueden recopilarse mediante observaciones directas de las condiciones del terreno por parte de los equipos de campo, o mediante la inspección de datos satelitales y fotografías aéreas. Si bien es posible, la recopilación de datos para la estimación de superficies a través de inventarios de campo a menudo es logísticamente difícil y/o tiene un costo prohibitivo y las áreas remotas pueden incluso ser inaccesibles, especialmente en los países tropicales. Para estas situaciones, a menudo se utilizan datos de referencia en forma de interpretaciones de datos satelitales y, en algunos casos, ortoimágenes de sensores aerotransportados. Los datos de referencia deben ser al menos iguales y preferiblemente de mayor calidad que los datos del mapa con respecto tanto a la resolución espacial como a la precisión (Olofsson *et al.*, 2014). Sin embargo, si no se dispone de imágenes con una mejor resolución, una unidad de muestreo cuidadosamente interpretada manualmente debería ser más precisa que una clasificación automatizada, incluso si ambas utilizan la misma fuente de datos. La interpretación humana puede aportar información sobre el contexto espacial y la estructura, que a menudo es difícil de incorporar en métodos automatizados basados en máquinas. Sin embargo, es importante que los intérpretes utilicen todos los recursos disponibles que les darían suficiente información y contexto para poder clasificar la muestra con confianza. Por ejemplo, la búsqueda de series temporales densas de imágenes (p.ej., datos del archivo Landsat), incluso examinando imágenes de antes o después del período de análisis, debería proporcionar en la mayoría de los casos información contextual para poder observar las condiciones de referencia en el emplazamiento de las unidades de muestreo. El uso de series temporales de datos es especialmente importante cuando se recopilan observaciones de cambios en la tierra. Por ejemplo, la examinación de todas las observaciones del Landsat disponibles en diferentes bandas espectrales en los emplazamientos de muestreo mejora en gran medida la capacidad de determinar si la superficie de la tierra ha cambiado y cómo ha cambiado. Diferentes paquetes como **Collect Earth Online** o **AREA2** permiten el acceso a múltiples fuentes de imágenes satelitales, que van desde imágenes de alta resolución hasta series temporales de archivos Landsat y Sentinel.
- ▶ **La calidad de la recopilación de datos** – la calidad de las series de datos de referencia debe controlarse cuidadosamente para garantizar el mayor nivel de calidad. Como ya se mencionó, esto se puede lograr mediante el uso de una mejor resolución y un análisis más detallado de las fuentes de datos disponibles. También debe existir un proceso de garantía de calidad adecuado para minimizar los errores sistemáticos y aleatorios del intérprete a través de un proceso de doble interpretación y una calibración al inicio del proceso, que se puede reducir gradualmente a medida que las diferencias entre los intérpretes individuales disminuyen hasta el punto en que se puede considerar similar. Independientemente de la calidad de los recursos y la experiencia de los intérpretes, el uso de interpretaciones como datos de referencia genera algún grado de incertidumbre adicional. La investigación reciente demuestra que la medición de la variabilidad y los sesgos inducidos por interpretaciones incoherentes pueden ser significativos en la interpretación de la cobertura de la tierra (Pengra *et al.*, 2019; McRoberts *et al.*, 2018c). Los datos de referencia imperfectos podrían tener impactos sustanciales en la estimación del cambio

(Foody, 2010).

- ▶ La **unidad cartográfica mínima y la definición de bosque** – la UCM está estrechamente relacionada con la superficie mínima de la definición de bosque y la resolución espacial. Sin embargo, para la recopilación de los datos de referencia hay que tener en cuenta otras consideraciones relacionadas con el diseño de la respuesta. Al recopilar los datos de referencia, se pueden aplicar diferentes unidades de muestreo, diferentes unidades de apoyo y diferentes reglas en el protocolo de etiquetado, lo que lleva a diferentes resultados en términos de condición de referencia. La **GFOI, (2018)** proporciona una serie de ejemplos de los enfoques más comunes utilizados en diferentes contextos y sus implicaciones. Se debe considerar cuidadosamente la UCM, la operacionalización de la definición de bosque, el diseño de respuesta y sus implicaciones.

3.1.5.3 Estimación de la biomasa

El **radar de apertura sintética** y el **sistema LiDAR** ofrecen información adicional sobre la estructura de la cobertura de copa que permite una predicción y una estimación de la biomasa en base a estas métricas. A fin de estimar la biomasa, se deberían tomar en cuenta consideraciones sobre accesibilidad, costo y disponibilidad futura. Asimismo, se deberían tomar en consideración los aspectos técnicos relativos a la capacidad de utilizar los datos de estos sensores para predecir y estimar la biomasa. El uso de mapas de biomasa elaborados con datos de teledetección se aborda en mayores detalles en la **Sección 4.3.1.2**.

3.2 Observaciones terrestres

Se necesitan observaciones terrestres para la evaluación de los reservorios de carbono, dióxido de carbono y emisiones y absorciones de GEI para las actividades de REDD+, independientemente del método de muestreo o de inferencia utilizado. También son importantes para la calibración de algoritmos para procesar datos de teledetección y como datos de referencia al realizar evaluaciones de la precisión de las técnicas de procesamiento.

Las observaciones terrestres se utilizan para estimar los factores de emisiones y absorciones, establecer modelos de crecimiento para diferentes tipos de bosques, parametrizar modelos del Nivel 3 y estimar datos de la actividad en combinación con la cartografía del cambio. Es importante considerar la relación entre los datos terrestres y los datos de teledetección con respecto a cómo se usarán y combinarán en un SNMF, en particular, la compatibilidad de la geometría del terreno y la del píxel o la UCM de los datos de teledetección.

Aunque la disponibilidad varía de un país a otro, los ejemplos de observaciones terrestres relevantes incluyen:

- ▶ Inventarios nacionales (o subnacionales) forestales y evaluaciones forestales basadas en mediciones de parcelas o transectos.
- ▶ Estudios de crecimiento y rendimiento, extracciones de madera cosechada y estudios de modelización de biomasa arbórea.
- ▶ Datos sobre uso de la tierra, manejo, historial de perturbaciones y tipo de suelo, todos los cuales pueden usarse para guiar la selección y aplicación de factores de emisiones y absorciones.
- ▶ Datos de parcelas de investigación que se pueden utilizar para estimar las emisiones y absorciones de biomasa aérea y subterránea, materia orgánica del suelo, madera muerta y suelos.

- Observaciones de campo que se pueden convertir en factores de emisiones/absorciones de GEI distintos del CO₂ del suelo y de incendios.

Cada uno de estos ejemplos se puede clasificar en uno de los tres tipos de observaciones terrestres que se describen en este capítulo: datos del INF, datos de sitios de monitoreo intensivo y otros datos.

De conformidad con REDD+, la elección entre el método de diferencias de existencias y el de ganancias-pérdidas para estimar las emisiones y absorciones depende de la serie temporal de los datos existentes. Para utilizar el método de diferencias de existencias, los INF u otros programas integrales de muestreo del terreno deben haber recopilado al menos dos ciclos de datos para estimar las emisiones y absorciones. Sin embargo, debido a que pueden pasar varios años hasta que un INF recién implementado recopile dos mediciones, la mayoría de los países aún no está aplicando este método.

Para el método de ganancias-pérdidas, los factores de emisiones y absorciones pueden estimarse utilizando datos del INF, de sitios de monitoreo intensivo y otros datos terrestres. En general, será eficiente para el SNMF recopilar la información existente relevante antes de comenzar cualquier muestreo adicional y realizar un análisis de lagunas para determinar la estrategia de muestreo más eficiente para cualquier recopilación adicional de datos terrestres. El acceso a las series de datos originales, los protocolos de recopilación de datos y la documentación de los controles de calidad de los datos es importante para la transparencia en la notificación y en la evaluación de las estimaciones generadas. Para mantener la representatividad, la coherencia de las definiciones y los protocolos, los datos generalmente deben estratificarse según el tipo de bosque, terreno y condiciones climáticas, topografía, y la naturaleza de las perturbaciones forestales antropogénicas y naturales (**Sección 2.3.1**).

3.2.1 Los inventarios nacionales forestales

Muchos países realizan inventarios nacionales forestales (INF) para mantener estimaciones reales de la condición y tendencias en los recursos forestales nacionales. A menudo, estos inventarios se implementan como parte de un SNMF que recopila observaciones terrestres que en general se recolectan de parcelas a través de un diseño de muestreo probabilístico, **fuentes de observaciones con sensores remotos**, y **otras fuentes de datos**, tales como el clima, la topografía, la apropiación y factores relativos a los impulsores. La mayoría de los INF reportan no solo la superficie de tierras forestales sino también volumen, biomasa y carbono de los bosques nacionales, así como los cambios en esos atributos con el pasar del tiempo. El número de parcelas y, por tanto, la cantidad de datos terrestres recopilados por un INF normalmente depende del nivel de precisión deseado por el INF para estimar un atributo específico en una escala espacial específica, con un nivel de confianza deseado (p.ej., estimar la biomasa de todo el país con +/- 10% a un nivel de confianza del 90%). La capacidad para distinguir entre los reservorios de carbono depende de los detalles específicos de la implementación del INF (p.ej., donde se recopilan datos del carbono del suelo y se estiman las existencias de carbono subterráneas).

3.2.1.1 Capacidad para estimar emisiones y absorciones

En muchos países existen al menos algunos datos del INF que se pueden utilizar para apoyar la estimación de emisiones para REDD+. Los INF, si están bien diseñados, se basan en diseños de muestreo probabilístico, con propiedades estadísticas bien entendidas que permiten interpretar las estimaciones de error y facilitan el establecimiento de intervalos de confianza. Los INF son fuentes inestimables de información para la estimación de emisiones y absorciones, en especial en lo que respecta a la biomasa aérea y, por ende, a la subterránea. Los INF incluyen cada vez más los reservorios

de madera muerta, y algunos han comenzado a adquirir información sobre el carbono orgánico del suelo y la materia orgánica del suelo, aunque es difícil estimar el cambio temporal en estos reservorios. Si bien, tradicionalmente, se establecieron para la evaluación de los recursos forestales (a menudo en estrecha colaboración con centros de investigación forestal), la mayoría de los INF también recopilan información sobre variables relacionadas con los ecosistemas y, cuando se combinan con otras fuentes de datos (incluidas entrevistas a propietarios y residentes), se puede determinar información sobre los impulsores del cambio forestal. La implementación de un INF brinda una experiencia excelente con los desafíos y aspectos prácticos del monitoreo forestal, y la experiencia de campo con los INF es extremadamente útil para comprender la relación entre los datos terrestres y los obtenidos por teledetección.

El grado hasta el cual los INF pueden proporcionar datos útiles sobre emisiones y absorciones para REDD+ depende del número y tipo de mediciones recolectadas, la adherencia de la implementación del INF a los requisitos impuestos por el diseño de la muestra y la relación entre el tamaño de la muestra y la variabilidad del atributo de interés dentro de la unidad de información geográfica. Por ejemplo, si solo se muestrean superficies boscosas, no se pueden estimar los factores de emisión para la conversión a/desde tierra forestal, ya que no se conocen las existencias previas/posteriores de carbono. Además, si el INF fue diseñado para producir estimaciones de un atributo específico para todo el país, es probable que las estimaciones para subpoblaciones geográficas sean menos precisas debido al tamaño de muestra más reducido. Cuando el diseño de muestreo sea adecuado y se hayan completado al menos dos ciclos de medición, los datos del INF se pueden usar para estimar directamente las emisiones y absorciones de REDD+, utilizando el método de diferencias de existencias. Sin embargo:

- ▶ Los diseños de muestra de los INF existentes podrían no ser adecuados para estimar cambios en el uso de la tierra o la cobertura de la tierra para actividades de REDD+ como la deforestación o la degradación forestal, lo que aumenta la incertidumbre en la estimación de emisiones y absorciones para actividades específicas. Mayor tamaño de muestra y/o integración de datos de detección remota (**Sección 2.4.2**) podrían ser necesarios para cumplir estos objetivos.
- ▶ Aunque las parcelas de muestreo del INF suelen estar georreferenciadas y, por lo tanto, pueden integrarse con otros datos, como encuestas sociales o datos del SIG, en general no brindan información suficiente para rastrear los impulsores de REDD+.
- ▶ A menos que el INF incluya observaciones de parcelas que no cumplen con la definición nacional de bosque, puede ser difícil identificar los impulsores de la pérdida de bosques (p.ej., conversión de bosques a agricultura) y de las ganancias (p.ej., forestación de áreas anteriormente agrícolas).
- ▶ Si bien podría ser aconsejable tener un INF para todo el país, a menudo es logísticamente complejo y costoso en países grandes, especialmente aquellos con extensas superficies de bosques no comerciales.
- ▶ Debido a la extensión del ciclo de inventario, es probable que los países adopten el método de ganancias-pérdidas, en lugar del de diferencias de existencias, para estimar las emisiones y absorciones de REDD+.

Se puede usar un único ciclo de datos del INF para respaldar el método de ganancias-pérdidas y, tras la nueva medición, se puede usar para estimar directamente las diferencias en las existencias de carbono. La nueva medición de las parcelas del INF proporciona muchos beneficios. En primer lugar, las observaciones de la biomasa y las variaciones del carbono en las parcelas del INF, entre diferentes puntos en el tiempo, se pueden utilizar para estimar los factores de emisiones y absorciones, o ayudar a desarrollar modelos de crecimiento forestal, escombros y carbono del suelo que satisfagan los requisitos del Nivel 3 para la biomasa aérea según lo establecido en la GPG2003. En segundo lugar, con diseños de muestreo adecuados, los INF para el uso de la tierra y el cambio de uso de la

tierra a nivel de parcelas pueden proporcionar estimaciones de superficie en categorías específicas de los cambios de uso de la tierra. Por último, cuando se utilizan modelos para mejorar la estimación de las actividades de REDD+, se pueden utilizar los INF más datos adicionales para establecer y verificar el modelo.

Cuando se obtienen mediciones repetidas en las mismas parcelas vs. diferentes parcelas cada vez, se puede estimar con mayor precisión el cambio anual promedio (y la variación de carbono conexas) (véase la **Sección 5.3.3.3 de la GPG2003**). El momento oportuno para volver a medir las parcelas dentro de un INF varía desde unos pocos años en entornos de rápido crecimiento hasta de 5 a 10 años en entornos de crecimiento más lento. La frecuencia puede ser menor para aquellos entornos cuyo acceso o medición sea más difícil, o para los bosques con menor valor comercial. Cada año se puede medir una porción de todas las parcelas con el fin de poder medir todo el sistema durante un período de 5–10 años. En un sistema de panel de interpenetración, las parcelas medidas en cualquier año en particular (un panel) son entremezcladas sistemáticamente con parcelas medidas en otros años (paneles) de modo de obtener cada año estimaciones para toda la superficie. *Heikkinen et al.* (2012) describen métodos para realizar estimaciones más precisas utilizando datos de panel y otros datos. Las encuestas anuales también tienen beneficios organizativos y de financiación (**Capítulo 1**).

Cuando los datos de INF se agrupan (o pueden agruparse) según la actividad de REDD+, es probable que sean fuentes valiosas de datos para estimar los factores de emisiones y absorciones para su uso con el método de ganancias-pérdidas, o para desarrollar modelos de Nivel 3 de crecimiento forestal, desechos y carbono del suelo utilizando el método de diferencias de existencias. Si la superficie de tierra asociada con el INF no corresponde espacialmente con la superficie de tierra a la cual se debe aplicar la MNV, o si el INF no está bien diseñado, el uso de los datos del INF para la MNV podría ponerse en tela de juicio. En estos casos, puede ser más apropiado informar la discrepancia de manera transparente y luego modificar el diseño e incluir todos los terrenos apropiados. Es probable que los datos de los INF existentes todavía se puedan utilizar para la calibración y verificación de datos de teledetección. Asimismo, los datos se pueden utilizar para construir y parametrizar modelos para utilizarlos con métodos de inferencia asistida por modelos o basados en el modelo.

3.2.1.2 Características generales

La experiencia con los inventarios forestales es mucho menor en los bosques tropicales que en los boreales y templados. Los INF de larga data, principalmente en los bosques templados y algunos bosques boreales, están bien documentados con respecto a la validez e integridad de los datos, hipótesis y modelos. Los bosques tropicales son muy diferentes de los bosques templados y boreales en cuanto a diversidad de especies arbóreas, presencia de árboles muy grandes y tasas de recuperación después de una perturbación. Esto dificulta aún más la estimación de la biomasa forestal, y la variación en la biomasa a través de escalas espaciales que varían desde escalas locales, de paisaje, nacionales y regionales. Si bien los nuevos INF tropicales no poseen un historial tan extenso, y probablemente tengan que enfrentar otras dificultades con respecto a la ubicación y una nueva medición de las parcelas en superficies de difícil acceso, las enseñanzas aprendidas de los inventarios forestales de países no tropicales se pueden capitalizar al tomar decisiones sobre los diseños del muestreo, los protocolos sobre el terreno y los estimadores estadísticos. FAO(2017) proporciona orientación sobre muchos aspectos de los INF.

Los INF suelen utilizar conjuntos de parcelas o de grupos de subparcelas (**Sección 3.2.1.5**) establecidos como componentes de diseños de muestreo probabilístico en países enteros. La estimación basada en el muestreo probabilístico plantea la hipótesis de que todas las parcelas se pueden visitar físicamente y se pueden recopilar las mediciones, o si algunas parcelas no se pueden visitar físicamente (es decir, las parcelas que no responden), dichas parcelas se distribuyen aleatoriamente a

lo largo de la muestra (**Sección 3.2.1.6**). Las observaciones y mediciones en estas parcelas varían, pero siempre incluyen la cantidad de cubierta forestal y datos de los árboles, tales como especies y diámetro, lo cual se puede utilizar con modelos alométricos para predecir los volúmenes y la biomasa de cada uno de los árboles (Lawrence *et al.*, 2010). En lugar de medir la altura de todos los árboles, se podría medir la altura en un rango de árboles de muestra en cada parcela. Las alturas de los árboles faltantes se pueden estimar utilizando modelos de altura basados en los árboles medidos (p.ej., Mehtätalo *et al.*, 2015). Las predicciones a nivel de árbol se agregan para predecir el volumen del árbol o la biomasa y las existencias de carbono a nivel de la parcela. Además, los INF a menudo obtienen datos sobre la diversidad de especies de árboles y de arbustos y de la topografía general. Con menos frecuencia, las observaciones o mediciones también incluyen aspectos de la materia orgánica del suelo y otros materiales muertos, el historial del emplazamiento (p.ej., evidencia de perturbaciones pasadas), las características del suelo y las características del dosel (p.ej., Vesa *et al.*, 2010 describen el muestreo de suelo en varias subparcelas por grupo). Estos datos del INF se utilizan habitualmente para estimar los parámetros de la población forestal, incluidos los relativos a la producción o el desarrollo de madera, a niveles de precisión considerados relevantes para la planificación a nivel nacional. Los diseños de los INF existentes se han optimizado en función de las compensaciones entre los niveles de precisión deseados y los costos de inventario previstos.

Los INF suelen utilizar uno de los siguientes diseños de muestreo probabilístico: muestreo aleatorio simple, muestreo sistemático, muestreo estratificado o, con menor frecuencia, muestreo doble para estratificación. El muestreo probabilístico requiere que cada posible ubicación de una parcela tenga una probabilidad positiva conocida de ser seleccionada para la muestra, y que se utilice un esquema de asignación al azar para seleccionar la muestra. Los INF suelen utilizar los datos resultantes con estimadores libres de sesgos para estimar medias, totales, cambios y sus varianzas. Es posible realizar estimaciones de subconjuntos de la superficie de bosque original si se puede agrupar un número suficiente de parcelas en dominios o estratos. El número de parcelas necesarias depende de la variabilidad de la población, la precisión requerida y el tamaño de los dominios de estimación. Por ejemplo, estimaciones aceptablemente precisas de superficies de clases raras como la deforestación requieren más parcelas de las que se requerirían para atributos comunes. La tendencia habitual es muestrear solo las superficies boscosas en los mapas (es decir, estratificación en superficies forestales vs. superficies no forestales en ausencia de muestras en superficies no forestales; **Sección 3.2.1.3**). Sin embargo, debido a que la superficie forestal cambia con el tiempo, los aumentos o disminuciones en la superficie considerada bosque podrían infringir los principios de muestreo basados en el diseño y, por lo tanto, comprometer la naturaleza imparcial de los estimadores. Este problema puede evitarse expandiendo el diseño del INF a todos los tipos de uso de la tierra, o al menos a aquellos que podrían convertirse en bosques con el tiempo. De lo contrario, el INF no será sensible a la forestación o reforestación y solo detectaría la pérdida de superficie forestal. Además, si la porción de bosque del mapa forestal se utiliza como población, el inventario se basa en la frágil suposición que la cartografía forestal/no forestal es correcta.

Los INF basados en un muestreo sistemático están aproximadamente equilibrados espacialmente y, por lo general, utilizan sistemas de cuadrículas con parcelas ubicadas en las intersecciones de la cuadrícula o ubicadas al azar dentro de las celdas de la cuadrícula. El muestreo sistemático ayuda a distribuir la muestra en todas las condiciones y, por lo general, mejora la precisión. Para cumplir con la hipótesis de que cada posible ubicación de parcela tiene la misma probabilidad de ser seleccionada para el muestreo, las cuadrículas deben establecerse en una proyección de área equivalente, a fin de evitar cambios en el área de las celdas debido a cambios en la latitud. Se deben evitar las cuadrículas que utilizan latitud y longitud, ya que no dan como resultado celdas de cuadrícula de áreas iguales en la dirección norte-sur. Cuando se utiliza la proyección de mapas de áreas iguales, las cuadrículas triangulares y hexagonales producen la menor cantidad de distorsión aparente de la forma de la celda, aunque las cuadrículas cuadradas y rectangulares proporcionan celdas de área casi iguales en

la escala espacial de la mayoría de los países. Lo ideal sería colocar al azar el punto de inicio de la cuadrícula y que esta tuviera una orientación aleatoria para evitar la alineación con las características antropogénicas que tienden de norte a sur o de este a oeste en algunas regiones. Si los emplazamientos de las parcelas están ubicados en las intersecciones de la cuadrícula, o en ubicaciones fijas dentro de las celdas, el conocimiento del tamaño de la cuadrícula y la ubicación de una sola parcela permitiría encontrar con facilidad otras parcelas, creando así la posibilidad de que los administradores de tierras traten las parcelas de manera diferente a las del paisaje circunstante (p.ej., sesgo de tratamiento). La selección aleatoria de las ubicaciones de las parcelas dentro de cada celda de la cuadrícula cumple con el supuesto de muestreo probabilístico y también evita el posible sesgo del tratamiento, que podría ser un problema si se trata de pagos basados en resultados. Si el punto elegido al azar para una celda de la cuadrícula en particular cae fuera del límite de la población, no se toma ninguna muestra para esa celda, incluso si la mayor parte de la celda está dentro de la población. Por ejemplo, si una celda cae en un área costera (o en la frontera de un país) y la ubicación de la parcela seleccionada cae en el océano (o en el país adyacente), no se recopilan observaciones para esa celda.

Si las parcelas del INF se distribuyeron usando una cuadrícula sistemática que cubre solo un subconjunto del paisaje, se puede usar el mismo espaciado de cuadrícula para extender la muestra a áreas que no fueron muestreadas originalmente. Por ejemplo, si la muestra original se limita a bosque natural, según se determina a partir de un mapa, se puede ampliar la muestra para incluir áreas que cumplen con la definición de bosque adoptada, pero que se encuentran fuera del mapa original de bosque natural.

3.2.1.3 Estimación estratificada

Los INF, así como otros programas de monitoreo basados en muestras, pueden utilizar la estratificación como parte de su diseño de muestreo. En estadísticas, la estratificación divide una población en subpoblaciones, llamadas estratos, con dos objetivos principales:

1. Identificar subpoblaciones importantes, como bosques naturales primarios *vs.* bosques naturales modificados, o superficies forestales deforestadas *vs.* superficies forestales no perturbadas, para las que se requieren estimaciones separadas.
2. Reducir la incertidumbre (aumentar la precisión) de las estimaciones de los parámetros de población y/o seleccionar parámetros para las subpoblaciones.

Ambos objetivos no necesariamente se excluyen entre sí.

La estratificación, como proceso, incorpora unidades individuales de población al estrato, tales como las formaciones forestales o los píxeles de una imagen. Si su objetivo principal es reducir la incertidumbre, las unidades de población asignadas al mismo estrato deben tener mayor similitud entre ellas que con las unidades asignadas a otros estratos. Una alternativa a la estratificación es utilizar métodos asistidos por el modelo que pueden producir resultados precisos.

Son comunes dos enfoques de estratificación. El primero es caracterizado como muestreo y estimación estratificados; y el otro como estimación posestratificada utilizando una muestra de igual probabilidad. La principal diferencia entre ambos métodos es si el muestreo depende de la estratificación o es independiente de ella. Ambos enfoques a veces se denominan preestratificación y posestratificación, respectivamente, aunque estos términos a menudo se malinterpretan. Con la estimación posestratificada, el muestreo se realiza independientemente de la estratificación, ya sea antes o después de la delineación de los estratos. Tanto para el muestreo estratificado como para la estimación posestratificada, los estratos deben cubrir completamente la población, sin sobreposiciones

ni lagunas y, por lo tanto, deben tener pesos de estratos conocidos.

Con el muestreo estratificado, la estratificación se establece antes del muestreo, principalmente para poder asegurar los tamaños de muestra deseados dentro de los estratos, por lo que el muestreo depende de la estratificación. Los tamaños de la muestra pueden asignarse a los estratos mediante la asignación proporcional (basada en áreas de estratos), la asignación Neyman (basada en variaciones de estratos) o la asignación óptima (basada en una combinación de varianza y costo) (Cochran, 1977). Para el monitoreo a largo plazo, normalmente se utiliza y recomienda la asignación proporcional a fin de evitar las complejidades de cambiar las probabilidades de selección de las parcelas (Schreuder *et al.*, 1993). Si bien estas son las reglas de asignación más comunes, las parcelas pueden asignarse de manera desproporcionada a los estratos por otras razones. Por ejemplo, es probable que se desee tener intensidades mayores de muestreo para las tierras forestales sujetas a actividades humanas que las de bosques remotos e inaccesibles que generalmente no están sujetos a este tipo de actividad. Como segundo ejemplo, el muestreo estratificado puede garantizar tamaños de muestra suficientes para lograr los niveles de precisión requeridos para estratos definidos por clases de actividades raras, como la deforestación (Olofsson *et al.*, 2013). Un tercer ejemplo es determinar dónde usar diferentes configuraciones de parcela, cómo usar una configuración de parcela en bosques de manglares costeros y otra en bosques de tierras altas, aunque con una sola configuración de parcela dentro de cada estrato. Los estimadores estratificados toman la forma:

Ecuación 6

$$\widehat{\mu} = \sum_{h=1}^H W_h \widehat{\mu}_h$$

con varianza que ignora el factor de corrección de población finita debido a las pequeñas fracciones de muestreo típicas en las aplicaciones de inventario forestal,

Ecuación 7

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) = \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n_h}$$

donde

Ecuación 8

$$\widehat{\mu}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi} \text{ is the estimate of the within-stratum mean}$$

Ecuación 9

$$\widehat{\sigma}_h^2 = \frac{1}{n_h - 1} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \widehat{\mu}_h)^2 \text{ is the estimate of the within-stratum variance}$$

$h = 1, \dots, H$ indexa el estrato y_{hi} corresponde a la observación para i^{th} unidad de muestra de referencia en el h^{th} estrato, W_h es el peso del estrato calculado como la proporción de la población y n_h es el tamaño de la muestra de referencia dentro del estrato.

Incluso si no se utiliza el muestreo estratificado, la estimación estratificada aún puede aumentar la precisión de las estimaciones. Este enfoque, caracterizado como posestratificación, se puede

utilizar con datos obtenidos mediante un diseño de muestreo de probabilidad igual para crear posestratos homogéneos. Con la posestratificación, el muestreo se realiza independientemente de la estratificación, ya sea antes o después de la delimitación de los estratos. Un ejemplo es un INF que usa solo parcelas permanentes seleccionadas con la misma probabilidad en toda la población, por lo que el diseño de muestreo no cambia con el pasar del tiempo. El estimador posestratificado de la media es el mismo que para el estimador estratificado. Sin embargo, con la posestratificación, los tamaños de muestra dentro de los estratos no se pueden controlar, sino que son aleatorios. El estimador de varianza posestratificado (Cochran, 1977, eq. 5A.40) acoge esta aleatoriedad y toma la forma:

Ecuación 10

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) = \sum_{h=1}^H \left[W_h \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n} + (1 - W_h) \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n^2} \right]$$

donde n es el tamaño total de la muestra.

El término de penalización por el hecho de que los tamaños de muestra son aleatorios es generalmente pequeño, especialmente cuando los tamaños de muestra de los estratos son lo suficientemente grandes como para imitar los tamaños de muestra de asignación proporcional (Westfall *et al.*, 2011).

La recomendación de Cochran (1977) de no más de 6–8 estratos fue confirmada por *bib_R254.i* y McRoberts *et al.* para aplicaciones del INF. (2012) y McRoberts *et al.* (2013) para aplicaciones NFI. Tanto para el muestreo estratificado como para la estimación y la posestratificación, los estratos deben ser lo suficientemente grandes para garantizar tamaños de muestra suficientes dentro de los estratos. Para la post-estratificación, Cochran (1977) recomienda tamaños mínimos por muestra de estrato de 20, Särndal *et al.* (1992) recomendar tamaños mínimos de muestra por estrato de 10-20, y específicamente para inventarios forestales templados, Westfall *et al.* (2011) recomendar al menos 20 parcelas por estrato. Si no se obtienen tamaños de muestra suficientemente grandes dentro de los estratos, se pueden combinar varios estratos más pequeños similares en un solo estrato más grande.

Los estimadores estratificados y los posestratificados de la media poblacional están libres de sesgo en el sentido que, en promedio, sobre todas las muestras posibles del mismo tamaño obtenidas con el mismo diseño muestral, la estimación de la media poblacional será igual al valor real. Sin embargo, la estimación obtenida con cualquier muestra en particular puede desviarse sustancialmente del valor real. Los estimadores de varianza estratificados y posestratificados son diferentes.

El muestreo doble para la estratificación en el monitoreo de los bosques significa el muestreo en dos fases. La primera fase generalmente implica la clasificación de miles de puntos de imagen seleccionados sistemáticamente (en fotografías aéreas o imágenes de satélite) en estratos y el uso de los datos clasificados para estimar los pesos de los estratos (Cochran, 1977, Sección 12.2). Desde el punto de vista operativo, esta tarea se realiza y se simplifica actualmente mediante el uso de herramientas del sistema de información geográfica (SIG), como **Open Foris Collect Earth Online** y, a menudo, el uso de datos satelitales disponibles gratuitamente. La ventaja sobre el uso de mapas (que tienen pesos de estratos conocidos) es que la interpretación de imágenes puede usar imágenes de mayor resolución y, por lo tanto, es típicamente más precisa y se puede hacer antes en el proceso. Una desventaja es que los pesos de los estratos se estiman, en lugar de conocerlos como en el caso de los mapas, lo que introduce una varianza adicional. La segunda fase implica el muestreo de la lista de puntos de imagen de la primera fase. El muestreo estratificado en la segunda fase se puede implementar mediante la selección aleatoria o sistemática de la lista de puntos de imagen dentro de los estratos utilizando una de las tres reglas de asignación de parcelas. El estimador de la media poblacional para muestreo doble es el mismo que el estimador estratificado. Sin embargo, el estimador de varianza debe acomodar los pesos de los estratos estimados, en lugar de los conocidos. Para tamaños de población muy grandes

(número de unidades cartográficas), N , y para tamaños de muestra de la primera fase, n' , mucho menos que N , un estimador de varianza aproximado toma la forma

Ecuación 11

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) \approx \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n} + \frac{1}{n'} \sum_{h=1}^H W_h (\widehat{\mu}_h - \widehat{\mu})^2$$

La segunda fase de muestreo doble para estratificación también se puede implementar utilizando un muestreo aleatorio simple o sistemático de la lista completa de puntos de imagen de la primera fase, no solo dentro de los estratos. Seguidamente, se utilizan los estimadores posestratificados para los que el estimador de la media es el mismo que para las otras formas de estimación estratificada. El estimador de varianza posestratificado de doble muestreo acomoda tanto los pesos de los estratos estimados como la aleatoriedad de los tamaños de muestra dentro de los estratos y toma la forma (Westfall *et al.*, 2019),

Ecuación 12

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) \approx \sum_{h=1}^H \left[W_h \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n} + (1 - W_h) \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n^2} \right] + \frac{1}{n'} \sum_{h=1}^H W_h (\widehat{\mu}_h - \widehat{\mu})^2$$

3.2.1.4 Estimación asistida por modelos

La estimación asistida por modelos utiliza una combinación de observaciones de referencia para unidades de muestra seleccionadas mediante una muestra de probabilidad y predicciones para todas las unidades de población (Särndal *et al.*, 1992). Las predicciones pueden ser en forma de valores de unidad cartográfica para un mapa existente, valores de unidad cartográfica para un mapa existente que ha sido calibrado usando las observaciones de referencia (Næsset *et al.*, 2016), o predicciones de un modelo de la relación entre la variable de respuesta de interés y variables auxiliares (McRoberts *et al.*, 2013; Næsset *et al.*, 2011). Suponiendo que las observaciones de la muestra de referencia se adquieren utilizando un diseño de muestreo de igual probabilidad, el estimador de la media poblacional se formula como

Ecuación 13

$$\widehat{\mu} = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N \widehat{y}_k - \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\widehat{y}_i - y_i)$$

donde k indexa la población, N es el tamaño de la población (número de unidades cartográficas), i indexa la muestra de referencia, n es el tamaño de muestra de referencia, y_i es una observación de unidad de muestra de referencia, \widehat{y}_k e \widehat{y}_i son predicciones de población (mapa) y unidad de muestra, respectivamente.

El primer término del estimador es el estimador sintético de la media poblacional, mientras que el segundo término es una estimación del sesgo del estimador sintético debido a un mapa sistemático o un error de predicción.

Si las predicciones se basan en un mapa existente o en un modelo existente, independientemente de si se construyó o no para la superficie de interés, el estimador se caracteriza como el estimador de diferencias asistido por modelos. Si las predicciones se basan en un mapa existente recalibrado usando observaciones de referencia para el área de interés o un modelo y mapa correspondiente elaborado

usando variables de referencia y observaciones de variables auxiliares para la superficie de interés, el estimador se caracteriza como el estimador de regresión generalizada asistida por modelos (GREG, por sus siglas en inglés). Para ambas formas, el estimador de varianza para la estimación de la media poblacional se formula como

Ecuación 14

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) = \frac{n}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n (\varepsilon_i - \bar{\varepsilon})^2$$

donde:

Ecuación 15

$$\varepsilon_i = y_i - \widehat{y}_i, \quad \bar{\varepsilon} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i$$

Aunque muchos de los primeros ejemplos del estimador GREG utilizaron modelos de regresión lineal, se puede utilizar cualquier técnica de predicción, incluidos modelos no lineales y técnicas no paramétricas como k-vecinos más cercanos o bosques aleatorios. Asimismo, si bien los estimadores asistidos por modelos se han utilizado principalmente para la estimación de variable única, también se pueden utilizar técnicas de predicción multivariantes como k-vecinos más cercanos (McRoberts *et al.*, 2017). Además, los estimadores asistidos por modelos pueden usarse con datos adquiridos usando diseños de muestreo estratificados, de conglomerados u otros, aunque tanto el segundo término del estimador de puntos como el estimador de varianza deben modificarse en consecuencia. Para las variables de respuesta continua, y para los mapas cuya resolución es similar o solo moderadamente más baja que los datos de referencia, los estimadores asistidos por modelos pueden producir una precisión considerablemente mayor que los estimadores estratificados.

Los estimadores estratificados y los asistidos por modelos para estimar los datos de actividad se describen en la **Sección 4.2.3**.

3.2.1.5 Configuración de la parcela

En los INF, el tamaño de la parcela suele oscilar entre 0,01 y 1 hectárea de terreno. Existe una compensación de costo de inventario entre dedicar más tiempo a menos parcelas más grandes y dedicar más tiempo a viajar para visitar una mayor cantidad de parcelas de menor tamaño. Las parcelas más grandes suelen generar una variación menor en las estimaciones, pero se pueden recopilar en menor cantidad para fines de un presupuesto determinado. En países con infraestructura vial en pésimas condiciones, puede ser beneficioso trabajar con parcelas más grandes; por lo general, si las redes viales o fluviales están bien desarrolladas, las parcelas más pequeñas a menudo conducen a ahorros en la parcela. Los tamaños de parcela compactos y grandes pueden facilitar la integración de los datos de la parcela con los datos de teledetección ((Rejou-Mechain *et al.*, 2014). Las parcelas circulares, así como las parcelas grandes individuales frente a los grupos de subparcelas, han demostrado ser ventajosas para la nueva medición debido a la minimización del número de árboles limítrofes y los consiguientes efectos de borde. Para reducir la probabilidad de que falten árboles limítrofes (o que se incluyan erróneamente árboles que están justo fuera de la parcela), particularmente en pendientes pronunciadas, la mayoría de los países con diseños de parcelas circulares han adoptado radios de parcela de menos de 20 metros. Además, el uso de un grupo de subparcelas aumenta el perímetro de la parcela y, por lo tanto, aumenta las posibilidades de errores en las zonas limítrofes de la parcela. Sin embargo, en algunos tipos de paisaje, la separación de subparcelas puede tener efectos similares

a los del aumento del tamaño de la parcela, con respecto a la reducción de la varianza; de ahí la razón por la que los INF han utilizado durante décadas los grupos de parcelas. Existen compensaciones por la precisión y la eficiencia sobre el terreno del tamaño de la subparcela, el número de subparcelas y la distancia entre ellas (Yim *et al.*, 2015; Scott, 1993). El uso de grupos de parcelas puede causar dificultades cuando se eligen diseños estratificados porque las parcelas pueden estar distribuidas en múltiples estratos; por lo general, se elige un método heurístico para hacer frente a esta situación, poniendo toda la parcela en un solo estrato y asumiendo que el sesgo no aumenta. Debido a que la densidad de árboles disminuye a medida que aumenta su tamaño, muchas configuraciones de parcelas del INF utilizan dos o más tamaños de parcela según el diámetro del árbol, como parcelas pequeñas para plántulas y plántones, parcelas medianas para árboles pequeños (p.ej., 10–30 cm de diámetro), y grandes parcelas para árboles grandes (p.ej., > 30 cm). En los bosques tropicales húmedos, una parcela muy grande para los árboles > 50 cm de diámetro puede resultar eficiente porque puede contener una gran parte de la biomasa.

Se pueden evaluar las compensaciones entre la forma de la parcela (rectangular *vs.* circular) y la configuración de la parcela (parcelas individuales más grandes *vs.* grupos de subparcelas dispersas más pequeñas) para encontrar una solución eficiente para cada país y para valorar los efectos de las parcelas genéricas, soluciones no optimizadas. El costo y la variabilidad difieren según el país, y tal vez incluso según la región dentro de un país (p.ej., **Bangladesh**). Tomppo *et al.* (2014) ilustran un ejemplo de este tipo de estudios de optimización que condujo a un diseño optimizado para árboles de gran altura. A menudo es una cuestión de las limitaciones logísticas del trabajo de campo y la experiencia previa de los profesionales de inventarios de una región lo que determina los detalles más finos del diseño de la parcela; se deben realizar ensayos de campo para comparar los diseños de las parcelas y la calidad de la recopilación de datos en diferentes ecosistemas antes de la selección final. El papel de las simulaciones de muestreo (Räty *et al.*, 2019) en el diseño de INF ha sido fundamental en muchos países (p.ej., en la República Democrática Popular Lao, Nepal, Tanzania, Viet Nam). Para obtener más información sobre el diseño de parcelas, consúltese FAO (2017).

3.2.1.6 Falta de respuesta

La falta de respuesta en los datos terrestres ocurre cuando, por diferentes motivos, los datos de la totalidad o de una parte de una parcela del INF (como parte de una muestra probabilística) no se pueden recopilar y utilizar en la estimación. Las causas de la falta de respuesta se pueden agrupar en cuatro categorías:

1. Condiciones peligrosas (p.ej., acantilados, condiciones climáticas, inundaciones, incendios, actividades ilícitas, inestabilidad política).
2. Denegación de acceso a individuos o grupos (p.ej., propietarios o habitantes públicos o privados).
3. Áreas administrativamente restringidas (p.ej., bases militares, áreas protegidas, territorios indígenas restringidos).
4. Dificultades logísticas (p.ej., lejanía, pérdida de datos o pérdida de financiación).

La institución, o las instituciones que implementan el INF deben planificar la probabilidad de falta de respuesta al principio de la fase de diseño del INF y tomar acciones para reducirla al mínimo. Los socios técnicos deben comunicar claramente las tasas de falta de respuesta, las características de las parcelas sin respuesta y las grandes áreas inaccesibles a las instancias decisorias para que puedan hacer inferencias adecuadas sobre los resultados. Por lo general, se deben realizar todos los esfuerzos

razonables para medir todas las parcelas.

La falta de respuesta se puede minimizar en el campo de al menos tres formas:

1. Hacer varios intentos. En el caso de condiciones climáticas adversas o denegación de acceso por los propietarios, intente nuevamente más tarde cuando las condiciones mejoren o cambie de propietario.
2. Trabajar con la gente. La necesidad de recopilar información sobre los recursos forestales es comprensible y atractiva para muchas comunidades locales si están bien informadas. Enviar equipos de socialización y solicitar ayuda de un guía local puede mejorar el acceso a muchas parcelas.
3. Reemplazar la parcela. En algunos casos, es posible acercarse a la parcela pero no acceder a ella directamente (p.ej., si se encuentra al otro lado de un desfiladero empinado y densamente vegetal). Para evitar perder la parcela, se puede preseleccionar una parcela alternativa en el mismo estrato. No se debe permitir que los equipos de campo elijan la ubicación de la parcela. La preocupación es que las cuadrillas evitarán parcelas difíciles y, en su lugar, medirán parcelas alternativas más fáciles, lo que creará sesgos en la muestra del terreno difícil pero accesible.

Las opciones estadísticas para abordar la falta de respuesta incluyen:

- ▶ Las parcelas con falta de respuesta parcial se pueden acomodar utilizando el estimador de relación en función del tamaño (Thompson, 2012). El numerador de esta relación es la suma del atributo de interés medido en todas las parcelas, incluidas las parciales. El denominador es la suma del área medida (tamaño) en cada parcela. Por tanto, esta relación proporciona una estimación del valor medio por hectárea para las áreas accesibles. El estimador de varianza tiene en cuenta el hecho de que tanto el atributo de interés como el área medida son variables aleatorias.
- ▶ Suponiendo que la tasa de falta de respuesta es baja y que el conjunto de gráficas de falta de respuesta puede considerarse faltante completamente al azar (Rubin, 1987), las parcelas sin respuesta se pueden eliminar de la muestra y se puede aceptar un tamaño de muestra levemente inferior. En alternativa, si las parcelas que no responden tienen características comunes como alta elevación o propiedad privada *vs.* pública, y se puede definir un estrato que engloba las parcelas que no responden y se puede estimar su superficie total dentro de la población, las parcelas que no responden se pueden eliminar de la muestra dentro del estrato y se puede utilizar una estimación posestratificada.
- ▶ Predecir los atributos faltantes a nivel de parcela, como la biomasa por unidad de superficie, utilizando cualquiera de las múltiples técnicas, pero con especial atención a la imputación múltiple (Rubin, 1987; Mc Roberts, 2003). Las técnicas del vecino más cercano son particularmente útiles y apropiadas para este tipo de imputación. Se debe tener cuidado para acomodar la incertidumbre asociada con las imputaciones al estimar las varianzas (Mc Roberts, 2003, ecuaciones 4–5).
- ▶ Se consideran dos casos de grandes superficies con falta total de respuesta: i) una gran superficie contigua con falta total de respuesta, como territorios indígenas o áreas protegidas; ii) un área grande no contigua que abarca las parcelas que no responden puede definirse por un paisaje único, propiedad o características de detección remota (p.ej., alta elevación, propiedad privada *vs.* pública), y cuya área total dentro de la población de interés puede ser estimada. Estas superficies pueden considerarse un estrato separado y se puede usar un enfoque de inferencia basado en el modelo que utilice datos similares externos al estrato para estimar la media del estrato y su varianza (McRoberts *et al.*, 2014). Debido a que no se garantiza que la inferencia basada en modelos esté libre de sesgos, particularmente para tamaños de muestra pequeños, el estimador

de la media del estrato puede estar ligeramente sesgado, pero es probable que un pequeño sesgo sea preferible a la falta de cualquier estimación.

3.2.2 Sitios de monitoreo intensivo

Los sitios de monitoreo intensivo –al igual que los proyectos de investigación de ecosistemas a largo plazo, la investigación observacional y las parcelas experimentales establecidas dentro de un país o región– pueden proporcionar series de datos auxiliares útiles para estimar las variaciones en la densidad de carbono después del cambio de uso de la tierra. A diferencia de los inventarios forestales basados en estadísticas, los sitios de monitoreo intensivo suelen utilizar emplazamientos seleccionados deliberadamente. Estos sitios de investigación intensiva, en general, tienen un largo historial de mediciones repetidas de un conjunto común y exhaustivo de variables pertinentes a la elaboración de estimaciones de emisiones y absorciones, con un mayor nivel de detalle que el disponible a partir, únicamente, de los inventarios forestales exhaustivos basados solo en estadísticas. Los datos de los sitios de monitoreo intensivo se pueden usar para estimar los factores de emisiones y absorciones o parametrizar modelos con objeto de ampliar las estimaciones a los niveles regional y nacional. En esos casos, se debe considerar y documentar la gama de condiciones a las que se aplican los datos disponibles en relación con la población en general.

Estas redes de parcelas comúnmente consisten en unas pocas parcelas (o a veces solo una) donde el enfoque está en el funcionamiento y los procesos del ecosistema. Se pueden utilizar para facilitar la inclusión de reservorios que están sujetos a cambios lentos o relativamente pequeños en la dinámica del carbono después de un cambio en el régimen de gestión de la tierra, como depósitos de suelo o detritos, o fuentes de emisiones que son difíciles de medir de forma rutinaria, como incendios. Los diseños típicos de sitios de monitoreo intensivo incluyen sitios apareados y cronosecuencias, los cuales pueden usarse para inferir una tendencia temporal a partir de un estudio de un conjunto de sitios en diferentes posiciones espaciales, muestreados una vez y al mismo tiempo (Filippi *et al.*, 2016). En los estudios de sitios apareados, el muestreo se realiza al mismo tiempo desde un lugar no perturbado y un lugar adyacente perturbado. Los sitios apareados pueden ser eficaces para investigar los efectos de los cambios de gestión y desarrollar estimaciones de las emisiones de las actividades en una variedad de reservorios, pero estos diseños suelen ser poco comunes debido a las dificultades en el establecimiento y el control. Las cronosecuencias, asumiendo la sustitución de espacio por tiempo, tienen como objetivo inferir la dinámica temporal a partir de mediciones en sitios de diferentes edades, pero con similar historial de uso de la tierra. Las cronosecuencias son particularmente útiles cuando se investiga la recuperación posterior a la perturbación de sistemas que tardan décadas o siglos en recuperarse (Walker *et al.*, 2010; De Palma *et al.*, 2018). Sin embargo, puede ser difícil identificar sitios con características coincidentes en una distribución temporal deseada, aunque las series temporales de imágenes recolectadas con sensores remotos podrían ayudar a identificar sitios adecuados.

Para que sean útiles, las series de datos originales (no tan solo medias y distribuciones) deben estar disponibles y los protocolos para la recolección de datos deben estar bien documentados e incluir verificaciones con respecto a la calidad de los datos. Estas características son importantes para la transparencia de la elaboración de informes y de la evaluación de las estimaciones. Para los países que aún no han establecido sus INF y, por lo tanto, no cuentan con observaciones terrestres del INF, la ampliación de los datos de los sitios de monitoreo intensivo puede ser problemática, debido al hecho de que se recopilan utilizando un diseño de muestreo intencional en lugar de probabilístico. Por lo tanto, la ampliación de los datos de monitoreo intensivo del sitio para la inferencia y estimación a escala nacional, en ausencia de datos probabilísticos del INF, requiere la integración de los datos

intensivos del sitio con datos de teledetección y el uso de métodos inferenciales basados en modelos.

Los sitios de monitoreo intensivo pueden ser parte de los datos terrestres referidos en el árbol de decisiones en la **Sección 4.4 (Figura 20)**. Para que sea útil, la recolección de datos en estos sitios debe ser armonizada, tal como se describe en las notas del Punto de decisión 3 en la **Figura 20** y se explica también en la **Sección 4.1.2**. Estos datos pueden facilitar la inclusión de biomasa subterránea utilizando datos específicos del país en lugar de relaciones genéricas raíz-vástago, y ayudar con la inclusión de reservas que no son de biomasa y la inclusión de gases distintos del dióxido de carbono. Esta información se puede utilizar para complementar datos e información necesarios para la transición hacia niveles más altos en los sistemas de MNV. Estos sitios pueden suministrar información detallada acerca de los parámetros fisiológicos para desarrollar y probar modelos de intercambios de carbono, y para relacionar los flujos de carbono con los datos de teledetección. La recolección y el análisis de los datos se combinan a través de múltiples escalas temporales y espaciales, con estudios intensivos y detallados que suministran información específica para ampliarlos utilizando técnicas de teledetección, inventarios forestales exhaustivos y modelización empírica y de procesos (Birdsey *et al.*, 2013).

3.2.3 Otras fuentes de datos terrestres

Pueden existir otras fuentes útiles de datos auxiliares terrestres, además de los recopilados directamente por un **inventario nacional forestal** o por **sitios de monitoreo intensivo**. Estas fuentes de datos adicionales pueden incluir historiales de perturbaciones, tenencia de la tierra, planes de manejo forestal, estadísticas de cosecha, datos de áreas de incendios, datos de extracción de leña (o tasas de dendroenergía para cocinar), encuestas de sanidad forestal y datos de impacto de plagas. También pueden incluir características del suelo como clima, tipo de suelo, elevación y pendientes. Debido a que la resolución espacial de esas fuentes de datos varía desde conjuntos de datos reticulados espacialmente continuos y a escala relativamente alta (p.ej., elevación) hasta una caracterización agrupada de una sola área grande (p.ej., área quemada en todo un país), se deben considerar cuestiones relacionadas con la armonización (**Sección 4.1**).

Para aquellos países que aún no han comenzado a recopilar estas series de datos para fines de REDD+, puede ser útil determinar las agencias o ministerios que pueden recopilarlos o generarlos (p.ej., un estudio de suelos). Si el país no dispone de datos específicos, los conjuntos de datos adicionales pueden provenir de países vecinos con tipos de bosques similares. Los datos regionales relevantes también pueden ser útiles ante la falta de datos nacionales. En el caso de fuentes y sumideros importantes, se debe priorizar la recopilación de datos específicos del país.

Debido a que las fuentes de datos terrestres adicionales varían entre los países y, a veces, dentro de un mismo país, no existe una orientación normativa sobre cómo integrarlas para estimar las emisiones y absorciones. Los datos terrestres adicionales, incluidos los datos basados en la interpretación de imágenes de altísima resolución, pueden desempeñar un papel auxiliar importante en la estimación de emisiones y absorciones de las actividades de REDD+ al proporcionar un contexto para los cambios detectados (o previstos) (véase el **Recuadro 28**). A veces, los datos de una muestra no probabilística también pueden estar disponibles y, a veces, dichos datos pueden combinarse de manera útil con una muestra probabilística para mejorar los análisis (Stehman *et al.*, 2018). Los datos terrestres recopilados en emplazamientos espacialmente conocidos también se pueden utilizar para calibrar o validar mapas basados en datos de teledetección, aunque los datos utilizados para la validación deben estar en una

muestra probabilística.

Recuadro 28: Ejemplo de uso otras fuentes de datos terrestres

Un ejemplo común con respecto a la utilidad de las series de datos diferentes de las del INF y del monitoreo intensivo se relaciona con la tala, la cual puede estar relacionada con la deforestación, la degradación forestal, o ser parte de las actividades de la gestión forestal sostenible. En este caso, los datos terrestres adicionales sobre la existencia de planes de gestión forestal sostenible, el alcance de su aplicación y la ubicación de sus concesiones pueden ayudar con la interpretación.

Uso de datos de otras fuentes para estimar factores de emisiones y absorciones y construir modelos

Las series de datos terrestres nacionales distintas de las del INF pueden ser útiles para estimar los factores de emisiones y absorciones de los reservorios de carbono del suelo, hojarasca y de madera muerta a través de modelos (**Sección 2.4**). Las series de datos que tienen más probabilidades de ser útiles a este respecto incluyen datos relacionados con tasas de aprovechamiento, planes de gestión forestal, planes para carreteras y otra infraestructura, uso de leña para energía en las comunidades locales y estadísticas de incendios.

Las series de datos nacionales (y jurisdiccionales), como datos climáticos, características del suelo, topografía, tipos potenciales de bosques, características de la temporada de crecimiento y datos de evapotranspiración, pueden proporcionar información valiosa para estimar las emisiones y absorciones mediante el uso de modelos empíricos o de procesos. Dichos modelos permiten estimaciones de datos más frecuentes que pueden no recopilarse de los ciclos del INF. También pueden ser más representativos que las estimaciones derivadas de sitios de monitoreo intensivo.

Uso de datos de otras fuentes para la estimación de REDD+

Combinar datos de la actividad (zonas de deforestación, forestación/reforestación, degradación de los bosques, gestión forestal mejorada, superficies que están experimentando un aumento en las existencias de carbono) junto con datos terrestres, puede fundamentar la estimación de las condiciones sobre el terreno y de la probabilidad de futuros cambios dentro de estas superficies. Dichos datos del terreno podrían incluir, entre otros, datos como elevación, precipitaciones, pendientes, tipos de suelo, etc., así como datos relativos al uso de la tierra, como ubicaciones de plantaciones forestales existentes, regiones productoras de carbón vegetal, carreteras, áreas protegidas, áreas previamente quemadas (y frecuencia de incendios forestales), comunidades forestales, áreas de producción agrícola, infraestructura de transporte, etc. Se encuentran disponibles modelos estadísticos que clasifican el riesgo de perturbación utilizando esos datos adicionales (véanse **Geomod/IDRISI, Modelado del cambio terrestre, Dinamica**). En alternativa, los países pueden desarrollar sus propios datos, vinculados generalmente a los métodos de integración del Nivel 3 (**Sección 2.4**).

Con el fin de evaluar la deforestación y la degradación, todos estos datos de fuentes adicionales deberían estar en formato espacial, para que las instancias específicas de deforestación o degradación puedan ser vinculadas con factores activos en un estrato o ubicación específicos. Predecir las ubicaciones de la posible deforestación o degradación puede ser una forma rentable de apuntalar el monitoreo de alerta temprana y el uso estratégico de imágenes de alta resolución.

3.2.4 Consideraciones para usar los datos existentes

Muchos países tienen una variedad de series de datos existentes que pueden ser útiles para establecer estimaciones. Al evaluar si las series de datos existentes pueden respaldar las metas y los objetivos definidos del SNMF, las siguientes consideraciones pueden ayudar a maximizar la utilidad de los datos existentes o determinar si el establecimiento de nuevos marcos de recopilación de datos está garantizado.

Inventarios nacionales forestales

- ▶ Después de que se haya definido con claridad las necesidades de información, los requisitos de precisión y las limitaciones de costos, determínese si el INF existente las satisface. Si los datos recopilados utilizan diferentes definiciones o estándares, puede ser complicado utilizarlos. Sin embargo, si los datos son útiles pero faltan algunos atributos, se pueden agregar atributos al inventario. Si se requiere mayor precisión, se pueden agregar gráficos. Sin embargo, a menudo se desea una mayor precisión de la que permite la financiación, por lo que se requerirán algunas compensaciones. Estos pueden abordarse en parte mediante la elección de muestreo y diseños de parcelas (**Sección 3.2.1**).
- ▶ Hay que determinar si el INF existente utiliza una muestra probabilística para permitir la credibilidad y la inferencia estadística basada en el diseño, donde todas las áreas dentro de la población tienen una probabilidad de selección positiva y conocida. Además, considérese si las parcelas han sido tratadas de manera diferente al paisaje circundante debido a las marcas visibles de su emplazamiento que pueden conducir a un sesgo de tratamiento. A menudo, un diseño de inventario utiliza una muestra probabilística, pero los datos realmente recopilados no representan una realización de ese diseño y, por lo tanto, no se puede considerar que procedan de una muestra probabilística. Por ejemplo, en algunos inventarios, las parcelas que cayeron en tierras no forestales se han trasladado de manera inapropiada a tierras forestales, y en la mayoría de los inventarios aparecen parcelas inaccesibles con falta de respuesta. Ningún inventario es perfecto por lo que se deben considerar las gradaciones de aplicabilidad de los datos de los INF. Además, considérese si las parcelas han sido tratadas de manera diferente al paisaje circundante debido a las marcas visibles de su emplazamiento que pueden conducir a un sesgo de tratamiento.
- ▶ Determínese si el INF existente toma muestras de todas las tierras, o al menos todas las que son bosques o podrían convertirse en bosques. Esto requiere una definición clara y operativa de bosque y otras clases de tierras. Si se ha muestreado solo la parte boscosa del mapa, entonces cualquier superficie forestal que se encuentre en partes no forestales del mapa no tiene probabilidad de selección, ya que todos los mapas tienen algún error de clasificación. Debido a esto y al hecho de que las tierras no forestales pueden convertirse en bosques con el tiempo (forestación), idealmente todas las tierras se incluyen en el marco de muestreo. Si las aguas continentales y costeras están bien cartografiadas y son estables en el tiempo, se puede extraer el agua de la muestra. De lo contrario, inclúyase agua en la muestra, lo que permitirá estimar la proporción de bosque, agua y otras tierras no forestales y su cambio a lo largo del tiempo. Para las parcelas que no cumplieron con la definición operativa de bosque y, por lo tanto, no se midieron utilizando protocolos de INF, ¿se evaluaron el uso de la tierra y las características de la cobertura? Si es así, para las parcelas que cambian hacia/de bosque, asociar su uso y cobertura de la tierra anterior o posterior puede ayudar a identificar los impulsores del cambio. En los países donde los árboles fuera del bosque son una parte importante del recurso arbóreo, ¿se midieron árboles, suelos y otros atributos?
- ▶ Considérense los beneficios y las implicaciones a largo plazo del muestreo y la estimación estratificados y la estimación posestratificada (**Sección 3.2.1.3**). Para el monitoreo, una

desventaja de usar diferentes intensidades de muestreo por estrato es que los límites de los estratos pueden cambiar con el tiempo, por lo que la asignación óptima en el momento 1 puede ser menos apropiada en el futuro.

- ▶ Considérense las formas en que el INF maneja las áreas no gestionadas o que tienen diferentes tipos de dificultad de acceso.
- ▶ Determínese si las parcelas se pueden reubicar, ya que las parcelas permanentes son las mejores para estimar el cambio y, por lo tanto, los factores de emisiones. Un buen marcado de la parcela permite que el siguiente equipo la encuentre fácilmente, pero estas marcas deben ser en gran parte invisibles para el ojo inexperto (para evitar sesgos de tratamiento). Si las parcelas existentes no se pueden reubicar de manera confiable, es posible que deban reemplazarse. Si se pierde una pequeña parte de las parcelas, se puede colocar una nueva parcela en las coordenadas originales. De lo contrario, puede ser necesario un inventario completamente nuevo, pero esto da como resultado una pérdida sustancial de información sobre el cambio.
- ▶ Un programa de **garantía de calidad y control de calidad (GC/CC)** es fundamental para lograr buenos datos.

Si los datos actuales del INF no cumplen con una o más de estas características, considérese si es necesario modificar el INF existente o establecer uno nuevo. Antes de abandonar un INF existente, hay que reconocer que se perdería la capacidad de estimar el cambio utilizando los datos existentes y que se necesitarían dos ciclos de medición del nuevo INF para poder estimar el cambio. Como medio de transición de un diseño de INF a otro, se podrían aplicar los métodos ilustrados en Köhl *et al.* 2015 podría aplicarse.

Sitios de investigación y de monitoreo intensivo

- ▶ Se prefieren los emplazamientos monitoreados intensivamente, ubicados para incluir la gama de tipos de bosques y condiciones que ocurren dentro del país. Dichos sitios también pueden ser útiles cuando son representativos de una gama limitada de condiciones que son coherentes con los objetivos de MNV y pueden respaldar mejoras específicas del país (p.ej., del Nivel 1 al 2) para métodos de estimación de reservorios de carbono, ecosistemas forestales, clases de cambios de uso de la tierra del IPCC, o actividades de REDD+.
- ▶ Cuando las parcelas están ubicadas para torres de monitoreo atmosférico (flujo), idealmente se seleccionarían de manera sistemática alrededor de la torre y en distancias que probablemente afecten las lecturas en la torre.

Para las parcelas experimentales, idealmente las parcelas se distribuyen entre clases cartografiadas de tipos de bosque, clases de etapa de desarrollo y otros factores como topografía, suelos y elevación, que afectan las condiciones reales del rodal y las posibles respuestas a los tratamientos experimentales. Dentro de las clases resultantes, lo ideal sería seleccionar al azar ubicaciones de parcelas de muestra para recolectar nuevos datos.

Todas las fuentes de datos terrestres

Si bien hay muchas fuentes de datos terrestres disponibles, a menudo, la calidad de esos datos no se determina fácilmente. La evaluación de posibles series de datos, confrontando las siguientes

preguntas, puede ayudar a identificar datos útiles que se ajusten al propósito:

- ▶ ¿Hay informes de garantía de calidad disponibles? Si no es así, considere pedir a otros usuarios su evaluación de los datos (p.ej., dictamen de expertos).
- ▶ ¿Se recopilan los datos en un ciclo que puede respaldar los plazos repetidos de compromisos de MNV?
- ▶ ¿Los datos están disponibles para las áreas de interés, idealmente todo el país?
- ▶ ¿Los datos tienen la resolución espacial apropiada y pueden asignarse (atribuirse) a parcelas individuales, estratos u otros aspectos relevantes del SNMF?

Para conocer otros aspectos del muestreo terrestre, consúltese el **Apéndice A**.

Capítulo 4 Procesamiento de los datos

Este capítulo aborda los requisitos necesarios para estimar los datos de la actividad y los factores de emisiones y absorciones. Se ilustran, de igual forma, la estimación de la inferencia estadística y de la incertidumbre para una superficie, a través de estimadores libres de sesgos con auxilio de la orientación sobre buenas prácticas del IPCC. Se proporcionan métodos para combinar las incertidumbres a fin de estimar la incertidumbre general, basados en la orientación del IPCC. Los principios rectores, señalados al final del capítulo, resumen los aspectos que pueden ayudar a un país a decidir con respecto a la combinación de fuentes de datos y métodos para apoyar la elaboración de informes sobre las emisiones y absorciones de GEIs.

4.1 Combinación de datos de diferentes fuentes

Debido a que las muestras probabilísticas de observaciones terrestres rara vez, si es que alguna vez, están disponibles en cantidad y tipo suficientes y a costos aceptables, la estimación de emisiones y absorciones debe basarse en datos de múltiples fuentes. Incluso con muestras terrestres grandes, basadas en la probabilidad, los datos auxiliares recolectados con sensores remotos están bien documentados como fuente de información para aumentar la precisión de las estimaciones. Asimismo, los datos auxiliares de múltiples fuentes pueden producir efectos más beneficiosos que los datos auxiliares provenientes de una única fuente. Por ejemplo, los datos de la tala, los incendios, la tenencia de la tierra y las fuentes conexas, se pueden utilizar para impulsores de los **atributos**. Por lo tanto, incluso en condiciones favorables, las cuestiones relativas a la combinación de datos de diferentes fuentes son pertinentes.

Cuando no se dispone de suficientes muestras probabilísticas de datos terrestres, los datos relevantes de fuentes alternativas y/o múltiples se vuelven no solo deseables, sino también necesarios. Los ejemplos recolectados por medio de teledetección incluyen la sustitución de datos para la cobertura de nubes y la finalización de series temporales con datos faltantes. Para todas las situaciones particulares, se deben abordar múltiples problemas comunes, entre otros:

- ▶ los datos de todas las fuentes deben ser espacialmente explícitos, en el sentido de que estén asociados con emplazamientos terrestres conocidos o con confines identificados;
- ▶ cuando hay datos disponibles, se deberían utilizar aquellos de mejor calidad relativos a factores como la resolución, el momento oportuno y la incertidumbre, en lugar de datos de calidad inferior;⁽¹³⁵⁾
- ▶ se deben armonizar los datos de todas las fuentes para obviar y/o adecuar factores como diferentes resoluciones espaciales, diferentes protocolos de observación y medición y diferentes asociaciones temporales.

4.1.1 Combinación de observaciones terrestres de diferentes fuentes

Las dificultades relativas a la combinación de observaciones terrestres de diferentes fuentes⁽¹³⁶⁾ están fundamentalmente asociados a la estimación de factores de emisiones y absorciones para el método

(135) Cuando no se dispone de datos de mejor calidad y se utilizan los de calidad inferior, es probable que no se pueda separar la incertidumbre debida al proceso de la incertidumbre debida a los datos de calidad inferior.

(136) Probablemente caracterizado por diferentes protocolos de observación y/o medición y diferentes diseños de muestreo.

de ganancias-pérdidas. Todos los esfuerzos para combinar datos de diferentes fuentes plantean la hipótesis de que todos los datos están georreferenciados al mismo sistema de coordenadas.

Para problemas de estimación y modelización, una hipótesis subyacente es que las observaciones o mediciones de la respuesta o variable dependiente se han adquirido utilizando los mismos protocolos relacionados con factores como el diseño de la muestra, el tamaño de la parcela, el diámetro mínimo del árbol, el área mínima y la cobertura de copa en la definición de bosque y el tiempo transcurrido desde la observación o medición. No utilizar los mismos protocolos provoca incompatibilidades de datos e incertidumbres en las estimaciones. Por ejemplo, diámetros mínimos diferentes significan que dos parcelas idénticas tendrían estimaciones diferentes de biomasa a nivel de parcela, o tamaños de parcela diferentes podrían significar relaciones diferentes entre la biomasa a nivel de parcela y los valores espectrales para píxeles de datos ópticos de teledetección que contienen el centro de las parcelas. Sin embargo, para muchas situaciones en los países tropicales, los datos caracterizados por estas incompatibilidades pueden ser los únicos disponibles. El desafío es entonces doble: primero, determinar cuáles de estas incompatibilidades son realmente problemáticas; y segundo, determinar cómo armonizar los datos para eliminar las incompatibilidades o compensar sus efectos en el análisis.

Las buenas prácticas del IPCC requieren que los estimadores estén libres de sesgos, al menos en la medida de lo posible, y que las incertidumbres asociadas con las estimaciones estén a su vez estimadas y notificadas. Para todos los fines prácticos, esto significa que se requieren dos muestras de las condiciones del terreno, para dos momentos diferentes donde las observaciones de ambas muestras pueden ser o no de las mismas parcelas. Las múltiples observaciones y mediciones en el tiempo de las parcelas de investigación a largo plazo pueden ser adecuadas para estimar los factores de emisiones y absorciones. Sin embargo, se debe considerar si las condiciones y atributos de la parcela corresponden con las características de las actividades de interés, por ejemplo, los bosques remanentes o los tratamientos de aclareo como una forma de degradación.

Si no es posible establecer una muestra completa y consistente para un momento específico, se deben agregar datos de múltiples fuentes. Surge un aspecto preocupante cuando los diseños de muestreo asociados con las diferentes fuentes de datos difieren sustancialmente, por ejemplo, con respecto a la intensidad del muestreo, la distribución geográfica y las condiciones ambientales. Por ejemplo, un conjunto de parcelas de investigación puede cubrir solo una pequeña superficie geográfica, mientras que un conjunto de parcelas comerciales previas a la cosecha puede ser solo para unas pocas especies seleccionadas. Se pueden utilizar varios enfoques para adaptar estas diferencias. En primer lugar, si todas las fuentes están asociadas con diseños de muestreo probabilístico, se podría considerar un enfoque estratificado en el que las regiones asociadas con los mismos diseños de muestreo se consideren estratos. En segundo lugar, si las regiones asociadas con las diferentes fuentes están superpuestas, las estimaciones separadas se pueden combinar ponderando las estimaciones individuales inversamente a sus variaciones. En tercero, si las parcelas en su totalidad cubren la mayor parte de la superficie de la actividad de interés, un enfoque especial sería superponer la distribución del suelo de las parcelas con ayuda de un teselado de polígonos regulares y seleccionando aleatoriamente una parcela en cada polígono (Brand *et al.*, 2000). Es posible que sea necesario realizar un muestreo sobre el terreno para adquirir datos de los polígonos que no tienen parcelas asignadas, como mecanismo para obtener cobertura del rango de condiciones. En fin, si se puede elaborar un modelo de la relación entre una variable de respuesta como la biomasa y los datos auxiliares de teledetección, se podría necesitar establecer una inferencia basada en modelos que no requiera de un muestreo probabilístico. Sin embargo, para la inferencia basada en modelos, una hipótesis subyacente es que la distribución de la variable auxiliar para los datos de la muestra combinados es similar a la distribución de toda la población. Es importante señalar que la inferencia basada en modelos no está

necesariamente libre de sesgos, sobre todo cuando las dos distribuciones difieren sustancialmente.

Si los umbrales del protocolo, como el tamaño o el radio de la parcela y/o el diámetro mínimo, son claramente diferentes, se necesita alguna forma de armonización de los datos. Para aplicaciones de modelización, múltiples estudios han demostrado las ventajas de parcelas más grandes con menor proporción superficie-perímetro para reducir al mínimo los efectos de borde ((Mauya *et al.*, 2015; Næsset *et al.*, 2015; Tomppo *et al.*, 2017). Sin embargo, no se conocen estudios que evalúen los efectos de la elaboración de modelos usando datos para mezclas de parcelas pequeñas y grandes. No obstante, debido a que las parcelas más pequeñas tienden a tener observaciones más extremas por unidad de superficie que las parcelas más grandes, se espera que los efectos sean una forma de heterocedasticidad y estimaciones de parámetros del modelo que produzcan predicciones distorsionadas hacia los datos de las parcelas más pequeñas. Ambas condiciones podrían abordarse, al menos en parte, ponderando las observaciones de las parcelas por tamaño de la parcela. En alternativa, si se dispone de ubicaciones de árboles específicos dentro de la parcela, la armonización se podría lograr aplicando el radio o superficie de la parcela más pequeña a todas las parcelas.

Cienciala *et al.* (2008) informaron una diferencia del 26 por ciento en la estimación del sumidero de carbono para un país nórdico, dependiendo del diámetro mínimo de árbol utilizado. La armonización con respecto a este efecto puede implicar el uso del mayor de los diámetros mínimos entre las múltiples fuentes. Por último, para armonizar los datos de las parcelas en relación con la fecha de observación/medición, el crecimiento y/o la mortalidad, pueden ser necesarios modelos para predecir las condiciones actuales en las parcelas que se midieron en el pasado. Sin embargo, debe tenerse en cuenta la incertidumbre adicional en las estimaciones, derivada de la incertidumbre en las predicciones del modelo.

El tema de la armonización de los INF en Europa ha cobrado enorme importancia, incluido el desarrollo de útiles métodos de armonización. Si bien se han concebido para bosques templados, es probable que estos métodos también se puedan aplicar a los bosques tropicales (McRoberts *et al.*, 2009; Tomppo *et al.*, 2010).

4.1.2 Combinación de datos de teledetección de diferentes fuentes

Los datos de teledetección de múltiples fuentes se combinan para dos propósitos principales:

1. Para apoyar la estimación general.
2. Para compensar la falta de datos.

Los ejemplos del primer propósito incluyen el uso de imágenes de alta resolución interpretadas como datos de referencia, junto con mapas de clases de la actividad, de media resolución y basados en el Landsat, como datos auxiliares. Asimismo, los mapas de la biomasa y los mapas de otros atributos forestales elaborados a partir de combinaciones de datos de sistemas LiDAR, radares y ópticos, en general de todas las diferentes resoluciones espaciales, se utilizan como datos auxiliares con estimadores estratificados y asistidos por modelos de factores de emisiones y absorciones con el método de ganancias-pérdidas, y de las emisiones y absorciones con el método de diferencias de existencias. Un ejemplo del segundo propósito es el uso de imágenes MODIS de menor resolución para llenar los espacios de cobertura de nubes del Landsat de resolución más fina y los errores de corrección de la trayectoria de exploración.

Los rápidos avances en la tecnología de teledetección han aumentado la disponibilidad de datos. Las nuevas series de datos provenientes de estos sensores pueden traer beneficios espaciales y temporales para reemplazar o aumentar las series de datos históricos y mejorar las estimaciones. A menudo, el

factor más importante, cuando se combinan datos de teledetección de diferentes fuentes, es lidiar con las inevitables diferencias en la resolución espacial. Las soluciones incluyen el uso del mismo valor de un píxel de menor resolución para todos los píxeles de mayor resolución asociados, y volver a muestrear los datos de menor resolución para obtener una resolución más alta. Para estimar los datos de la actividad, las imágenes de resolución fina interpretadas sirven como datos de referencia.

Desde la perspectiva de los datos de la actividad, Sentinel-2 y Landsat son los dos sistemas de satélites más relevantes. La Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA) está actualmente en el proceso de crear un producto de reflectancia superficial armonizado (HLS, por sus siglas en inglés)⁽¹³⁷⁾, basado en la combinación de datos del Landsat y Sentinel-2 (Claverie *et al.*, 2018). Sin embargo, el uso de estos datos podría dar lugar a incoherencias en las series temporales. Estas inconsistencias se pueden abordar utilizando las mismas técnicas que abordan el recálculo en escenarios complejos, como se indica en la **Sección 2.3.8.**⁽¹³⁸⁾ Cuando persista el sesgo causado por la incoherencia, debe evaluarse y eliminarse el error en la medida de lo posible. Una vez que se han realizado todos los esfuerzos prácticos para eliminar el sesgo, se pueden tomar más medidas al utilizar esta estimación en un contexto de contabilización (como marco basado en resultados para recompensar los esfuerzos de REDD+ [**Recuadro 38**]).

Un ejemplo común de posibles incoherencias causadas por el uso de series de datos más avanzadas, es cuando se aumentan los datos de la línea de base con datos diferentes de un nuevo sensor remoto. Por ejemplo, si los datos del Landsat se usaron exclusivamente para estimar el nivel de referencia y, después, los datos del Sentinel-2 se agregan a los del Landsat utilizando el producto HLS por ejemplo, para la elaboración de mapas y/o para recopilar observaciones de referencia. Este cambio en los datos podría producir resultados diferentes (es decir, mejores) que si se usara únicamente el Landsat. Un análisis comparativo de estas diferencias debería permitir identificar y eliminar los sesgos en la medida de lo posible, si los hubiera.

4.1.3 Combinación de datos terrestres y de teledetección

Los datos terrestres y de teledetección se combinan para múltiples propósitos, entre otros:

- ▶ calibrar y evaluar la precisión de un clasificador;
- ▶ construir modelos que sirvan de base para elaborar mapas de la biomasa;
- ▶ asignar puntos para la interpretación de imágenes a los estratos según las clases de mapas de la actividad;
- ▶ asignar parcelas a estratos para la estimación estratificada de la biomasa;
- ▶ estimar medias y varianzas asistidas por modelos.

Por lo general, las parcelas de campo están asociadas con la cobertura (huellas) de los sensores que contienen el centro de las parcelas. Si la parcela es considerablemente más pequeña que la huella del sensor, es oportuno preguntarse hasta qué punto los valores del sensor corresponden a los datos de la parcela. Aunque las correlaciones entre los datos para parcelas homogéneas, incluso tan pequeñas como 170 m², y los valores de banda del Landsat de 30 m x 30 m, son a menudo relativamente grandes, en particular para variables de respuestas categóricas, las correlaciones pueden deteriorarse

(137) Los datos de HLS están disponibles actualmente para América del Norte y los sitios de prueba distribuidos a nivel mundial, pero se planean datos de HLS globales. Los datos de HLS se pueden descargar de <https://hls.gsfc.nasa.gov/>.

(138) Véase el **Capítulo 5, Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019).

rápidamente para parcelas divididas entre múltiples clases de la variable de respuesta y cuando estas parcelas sobrepasan los límites del píxel. Si bien las interpretaciones de la imagen no corresponden a observaciones terrestres, pueden servir como datos de referencia de manera similar a las observaciones terrestres. Por lo tanto, se debe tener una precaución similar cuando se utilizan puntos o píxeles interpretados de imágenes de alta resolución para validar el valor de clase para una unidad cartográfica de la actividad basada en el Landsat de 30 m x 30 m. En particular, el intérprete debe interpretar la extensión completa de la unidad cartográfica de la actividad, y no solo un punto o un píxel de imagen de mayor resolución.

Las parcelas que consisten en grupos de subparcelas dispersas presentan desafíos únicos porque la extensión espacial de un solo grupo de parcelas es típicamente mucho mayor que el tamaño de una sola huella de sensor remoto o una sola unidad cartográfica. Hay dos opciones para entrenar un clasificador o construir un modelo. En primer lugar, las subparcelas individuales se pueden asociar con las huellas de los sensores, pero el análisis debe luego armonizar las grandes correlaciones esperadas entre las observaciones de la variable de respuesta para las subparcelas de la misma parcela. Y en segundo, los datos de toda la parcela o de todo el grupo de parcelas se pueden asociar con un bloque de píxeles o unidades cartográficas que abarcan toda la parcela o, para los datos del sistema LiDAR, se pueden calcular métricas para una huella que circunscribe todas las subparcelas. También surgen dificultades cuando se utilizan estimadores estratificados con grupos de parcelas. Es inevitable que algunas parcelas dentro del mismo grupo o subparcelas de la misma parcela sobrepasen los límites de los estratos y, por lo tanto, sean asignadas a diferentes estratos, infringiendo así el principio de que una parcela se asigna a un solo estrato. Si bien el análisis podría basarse en la asignación de parcelas individuales dentro de conglomerados o subparcelas dentro de las parcelas, una consecuencia adversa sería que las estimaciones de medias para diferentes estratos podrían no ser independientes. Por lo tanto, se debe tener cuidado al seleccionar configuraciones de parcelas que presentan distancias entre los componentes individuales de la parcela que son menores que el rango de correlación espacial.

Para las aplicaciones LiDAR, para las que las métricas corresponden a los límites de la parcela, los efectos de borde se vuelven importantes. En particular, debido a que la biomasa de un árbol completo se asigna a la ubicación del centro del tronco del árbol, los árboles con centros cerca pero dentro del perímetro de la parcela pueden tener ramas que se extienden fuera de la parcela. El efecto es la estimación excesiva de la biomasa asociada con las métricas del sistema LiDAR. Del mismo modo, los árboles que tienen su centro cerca pero fuera del perímetro de la parcela pueden tener ramas que se extienden dentro del perímetro de la parcela, subestimando así la biomasa asociada con las métricas LiDAR (Næsset *et al.*, 2015). Este efecto se agrava para los bosques tropicales con árboles grandes (Mauya *et al.*, 2015) y para configuraciones de parcelas con grandes proporciones de perímetro a superficie, como parcelas rectangulares y parcelas configuradas como agrupaciones de subparcelas. El efecto es menos severo cuando la parcela está completamente contenida dentro de grandes píxeles de imagen óptica.

Por último, es importante georreferenciar las parcelas y los datos de teledetección al mismo sistema de coordenadas. Los efectos de una georreferenciación imprecisa de las parcelas en relación con los datos espaciales, incluidas las imágenes, las métricas LiDAR o los mapas, provocan desajustes entre los datos de las parcelas y los datos espaciales. Para la estratificación, el efecto es la asignación de las parcelas a estratos incorrectos, introduciendo así sesgos en el estimador estratificado y aumentando la estimación de la varianza estratificada. Para aplicaciones de modelización, el efecto es causar incertidumbre en las variables del predictor, una condición caracterizada como errores en las variables (Carroll *et al.*, 2006; Fuller, 1987), e introducir sesgos en los estimadores de los parámetros del modelo y, por lo tanto, en los estimadores de puntos asistidos por modelos y basados en modelos. Para una combinación de datos forestales/no forestales de parcelas del INF y datos del Landsat, McRoberts (2010) informó que los efectos de los errores de georreferenciación eran las mayores desviaciones en

las estimaciones de la superficie forestal con mayor fragmentación forestal. Además, se subestimaron los errores estándar.

Para aplicaciones LiDAR en bosques templados y boreales, McRoberts *et al.* (2018c) concluyeron, a partir de la literatura reciente, que para parcelas circulares con radios superiores a 10 m y errores de georreferencia inferiores a 5 m, los efectos eran mínimos. McRoberts *et al.* (2018c) compararon los efectos de los receptores GPS con precisiones de 5–10 m y los receptores con precisiones inferiores al metro en estimaciones de la biomasa aérea media por unidad de superficie. Los resultados indicaron pequeñas diferencias en las estimaciones de las medias, pero los errores estándar eran levemente mayores para los receptores menos precisos.

En general, los efectos de los errores de georreferenciación en los estimadores dependen de la estructura y la fragmentación del bosque, son menores para las parcelas más grandes, tienden a aumentar el sesgo de los estimadores de puntos y, por lo general, aumentan la incertidumbre de las estimaciones.

4.2 Métodos para estimar los datos de la actividad

Los datos de la actividad se pueden estimar utilizando datos de muestra o datos de muestra combinados con mapas. Aunque los datos de muestra por sí solos son suficientes para estimar los datos de la actividad con intervalos de confianza, la inclusión de mapas para estimar los datos de la actividad tiene múltiples propósitos. Primero, los mapas pueden servir como base para la estratificación, ya sea antes o después de establecer e interpretar una unidad de muestra. Los mapas que representan las clases de bosque y, en particular, las clases de cambio de bosque, se pueden utilizar para respaldar la construcción de diseños de muestreo estratificados o análisis de posestratificación con el fin de estimar los datos de la actividad con mayor precisión que utilizando únicamente los datos de muestreo. En segundo lugar, mapas de variables continuas, como el porcentaje de cobertura del dosel forestal e incluso la biomasa, se puede utilizar directamente con estimadores asistidos por modelos para estimar las tasas de cambio forestal y se pueden agregar para producir mapas de clases de bosques. En tercer lugar, los mapas son útiles para representar la distribución espacial general de los atributos de la tierra y, en particular, de los recursos forestales, lo que puede ser útil especialmente para la gestión de la tierra. Sin embargo, es importante recordar que los recuentos de píxeles de los mapas por sí solos no deben utilizarse para estimar los datos de la actividad. Los factores que influyen en las decisiones de un país sobre qué datos y métodos utilizar para estimar los datos de la actividad incluyen la naturaleza de los bosques en el país, las prácticas de manejo forestal, la disponibilidad de varios tipos de datos satelitales, las capacidades existentes de análisis de imágenes satelitales, la disponibilidad de datos y el nivel general de capacidad tecnológica.

4.2.1 Mapas generados a partir de datos de teledetección

Los mapas son componentes importantes en un SNMF. Los métodos para elaborar mapas de variables categóricas, a partir de observaciones de teledetección, se denominan clasificación de imágenes y tienen un largo historial de uso. También se han realizado profundas investigaciones sobre los métodos más precisos para la clasificación de imágenes y, como resultado, se dispone de una amplia variedad de opciones. La mayoría de los paquetes de procesamiento de imágenes incluye varios algoritmos para la clasificación de las imágenes. Los algoritmos de clasificación de imágenes comunes incluyen el máximo de probabilidades, los árboles de decisión, las máquinas de vectores de soporte y las redes neuronales. Muchos de estos algoritmos están disponibles en paquetes estándar de programas de

procesamiento de imágenes.⁽¹³⁹⁾ La clasificación se puede realizar mediante interpretación visual, pero se podría requerir una gran cantidad de recursos humanos⁽¹⁴⁰⁾, porque la cantidad de píxeles puede ser muy grande y las interpretaciones pueden variar debido al juicio humano. Con la apertura del archivo Landsat en 2008 y las políticas de datos libres del Landsat y Sentinel-2, se han desarrollado algoritmos que utilizan series temporales de datos satelitales. Los algoritmos que permiten enfoques basados en series temporales para cambiar la generación de datos permiten una evaluación más completa de la superficie terrestre (**Recuadro 30**). Un algoritmo basado en series temporales a menudo requiere una cantidad sustancial de poder de cómputo y almacenamiento de datos, pero estos obstáculos han sido mitigados por las plataformas de computación en la nube que permiten a los usuarios ejecutar algoritmos⁽¹⁴¹⁾ en una serie temporal densa de datos de satélite sin tener que descargar los datos.

Independientemente del enfoque de clasificación y el algoritmo, el primer intento de clasificación de imágenes puede no dar como resultado el mapa final. Un examen detallado de los resultados de la clasificación a menudo revela cuestiones y problemas que pueden resolverse mediante cambios en el proceso de clasificación. Existen muchas formas para tratar de mejorar los resultados de una clasificación que presenta problemas evidentes, siendo una de estas la incorporación de más datos de entrenamiento o de mejor calidad. También puede resultar útil incluir tipos adicionales de datos en la clasificación, como datos topográficos o climáticos. Es una práctica habitual cambiar manualmente los valores de píxeles mal clasificados, lo que se conoce como depuración del mapa. Los usuarios que incorporan mapas en su procedimiento de estimación de datos de la actividad son libres de mejorar sus mapas a través de estos y otros enfoques de manera que, cuando se calculen las estimaciones finales de la superficie, los estratos cartografiados representen lo más preciso posible las condiciones de la superficie real de la tierra para los períodos temporales bajo estudio.

La **atribución** a menudo integra datos de teledetección, de inventarios forestales y series de datos auxiliares para atribuir las observaciones de cambios en la cobertura de la tierra al tipo de perturbación más probable (natural o antropogénica). Entre las series de datos comunes utilizados en la atribución, se incluyen aquellos que contienen información relativa a los incendios, las superficies bajo manejo forestal, las superficies agrícolas, la cantidad de carreteras y de zonas urbanas (Mascorro *et al.*, 2015). A medida que los algoritmos basados en satélites detectan procesos de cambio cada vez más diversos, se vuelve fundamental la necesidad de distinguir entre los agentes que causan el cambio. Los diferentes tipos de cambios no solo tienen diferentes impactos en los sistemas naturales y antropogénicos, sino que también brindan información sobre los procesos generales que controlan las condiciones del paisaje. Para poder alcanzar esta meta es necesario superar dos desafíos principales. El primero de ellos se relaciona con la disparidad de la escala: la detección del cambio en las imágenes digitales ocurre a nivel de píxeles individuales, pero los procesos de cambio en el mundo real operan en superficies más grandes o más pequeñas que los píxeles, dependiendo del proceso. El segundo de ellos se relaciona con la separabilidad: los agentes de cambio se definen mediante factores naturales y antropogénicos que no tienen relación con el espacio espectral sobre el cual el cambio se detecta inicialmente. Diferentes agentes de cambio pueden tener firmas espectrales de los cambios casi idénticas a nivel de píxel e incluso a nivel de manchas, y se deben distinguir a través de otras técnicas (p.ej., la **atribución**) (Kennedy *et al.*, 2014).

Como se explica en la **Sección 4.2.3**, los datos de la actividad no deben estimarse mediante el *recuento de píxeles* en los mapas, sino a través de métodos basados en muestras para satisfacer los criterios de buenas prácticas del IPCC. Los mapas a menudo cumplen la importante función de estratificar el área

(139) Estos paquetes incluyen **Orfeo, QGIS, Open Foris y GDAL**.

(140) Véase la Sección 2.1 del **Manual GOF-C-GOLD**.

(141) Los algoritmos populares incluyen LandTrendr (Kennedy *et al.*, 2014), CCDC (Zhu and Woodcock, 2014a), CODED (Bullock *et al.*, 2018) y BFAST (Verbesselt *et al.*, 2010).

de estudio en enfoques basados en muestreo y, como tales, pueden ayudar a reducir la incertidumbre en las estimaciones de datos de la actividad.

Recuadro 29: Métodos basados en píxeles y en objetos y segmentación

Se pueden producir mapas de la cobertura de la tierra y cambios en la cobertura de la tierra utilizando métodos de clasificación basados en píxeles o en objetos. Los métodos basados en objetos primero agrupan píxeles que tienen características comunes, lo que se conoce como proceso de segmentación. A una resolución media, a veces pueden producir una precisión general más alta que los métodos basados en píxeles para la clasificación de la cobertura de la tierra (Gao and Mas, 2008). La segmentación también es útil para reducir el ruido moteado en imágenes de SAR antes de su clasificación. Sin embargo, si la cantidad más pequeña de píxeles que se van a agrupar (la UCM), es muy grande, se corre el riesgo de sesgar los resultados de la clasificación (p.ej., si la UCM es muy grande, entonces una superficie se puede considerar como desforestada sobre la base de una cobertura de copas reducida), incluso si contienen superficies que aún cumplen con la definición nacional de bosque. En la práctica, la UCM no debería exceder el objeto más pequeño discernible en la imagen.

Los segmentos de las imágenes suponen una ventaja cuando parte de la cadena de procesos requiere la interpretación de expertos. Esto se debe a que los segmentos de las imágenes se pueden combinar en polígonos más grandes que se pueden revisar y corregir de forma más fácil en cuanto a los errores de clasificación (FAO y JRC, 2012). Rastrear el cambio a nivel de píxel abre el camino para una mejor representación de la dinámica de los reservorios de carbono, si bien se requiere de un procesamiento de datos significativamente mayor.

Los enfoques basados en píxeles son potencialmente más útiles cuando existen múltiples cambios de uso de la tierra en un período breve (p.ej., ciclos recurrentes de cortas a hecho de 10–15 años). Son más apropiados cuando hay una cobertura de datos completa (denominada a veces como continua), y requieren de métodos para garantizar la coherencia de las series temporales a nivel de píxel. Este enfoque también se puede aplicar a métodos basados en muestras cuando se utilizan los métodos para garantizar la coherencia de las series temporales a nivel de píxel, con resultados mejorados en base al tamaño de la muestra.

Además de los principios generales de representación coherente de la tierra, la recomendación del DMO es que:

- ▶ Una vez incluido un píxel, este debe ser rastreado en todo momento. Esto evitará la doble contabilización de actividades en el inventario y también hará que las estimaciones de las emisiones sean más exactas.
- ▶ Las existencias se pueden atribuir a los píxeles, pero solo se notifican las variaciones de las existencias y las consecuentes emisiones y absorciones, prestando atención a la continuidad para evitar el riesgo de estimar emisiones y absorciones de gran tamaño a medida que la tierra se desplaza entre categorías.
- ▶ El rastreo debe permitir distinguir los cambios en la cobertura de la tierra que son cambios de uso de la tierra, y los cambios en la cobertura de la tierra que conducen a emisiones dentro de una categoría de uso de la tierra. Esto evita la asignación incorrecta de tierras y factores erróneos de emisiones o absorciones o la aplicación de modelos que pueden sesgar los resultados.

Deben existir reglas para garantizar una clasificación coherente mediante la eliminación de la oscilación de los píxeles entre usos de la tierra cuando se encuentren próximos a los límites definidos.

4.2.2 Monitoreo de cambios y perturbaciones en la superficie de la tierra

La detección de cambios es uno de los usos más comunes de las fuentes de observaciones con sensores remotos y se han utilizado, probado y propuesto muchos métodos en la literatura, aunque hay poca información sobre cuáles funcionan mejor y en cuáles situaciones. En general, hay dos características importantes para la detección de cambios con el fin de monitorear el cambio de uso de la tierra: i) las series temporales; ii) la atribución.

Se necesitan al menos dos fechas de imágenes (puntos finales) para cartografiar los cambios; sin embargo, la identificación de cambios permanentes en el uso de la tierra puede requerir más datos y análisis. Los métodos de detección de cambios que se basan en la clasificación de imágenes suelen utilizar varias imágenes para realizar la asignación a clases estables (lugares que no han cambiado), así como clases de cambio, por ejemplo, de tierras forestales a pastizales (Woodcock *et al.*, 2001). Estos métodos utilizan el cambio en una banda espectral, bandas o índices como referencia para el proceso de detección de cambios (Lambin and Strahlers, 1994). El libro de consulta GOF-C-GOLD (GOF-C-GOLD, 2015) incluye descripciones y ejemplos de distintos métodos de detección de cambios.

En los últimos años, tales métodos tradicionales de detección de cambios se han vuelto menos populares en la literatura, ya que se han utilizado cada vez más métodos que utilizan muchas imágenes, o una serie temporal de observaciones (Chen *et al.*, 2004; Kennedy *et al.*, 2007; Verbesselt *et al.*, 2010; Zhu and Woodcock, 2014a; Bullock *et al.*, 2018; Fortin *et al.*, 2020). El término serie temporal, en un contexto de teledetección, suele referirse a una serie temporal de observaciones del mismo emplazamiento, adquiridas con ayuda de un instrumento de teledetección.⁽¹⁴²⁾ Estos métodos tienen muchas ventajas, ya que no dependen de las condiciones existentes al momento de recolectar imágenes específicas. El análisis de datos de series temporales permite monitorear cambios más sutiles en la sanidad y la condición del ecosistema, relacionados con la dinámica del uso de la tierra y, por lo tanto, aleja el análisis tradicional de la detección de cambios utilizando dos puntos en el tiempo para monitorear continuamente la superficie terrestre (Woodcock *et al.*, 2020). Debido a la mayor capacidad para monitorear el sino de los paisajes después de la perturbación con enfoques basados en series temporales, se han logrado avances en los últimos años relacionados con el monitoreo de la degradación forestal. A menudo, la degradación forestal es espectralmente sutil y espacialmente aislada, lo que complica su detección a través de datos de teledetección. Este problema se complica ulteriormente por la escala espacial cada vez más pequeña en la que ocurren los eventos de degradación, que son más pequeñas que las de los datos de teledetección fácilmente disponibles. Se han utilizado datos de alta resolución para detectar la degradación forestal (p.ej., Rahm *et al.*, 2013), pero el costo de adquirir varias imágenes de la misma superficie y los problemas relacionados con la detección de nubes, el registro geométrico y los ángulos de visión variables, dificultan, si no imposibilitan, el monitoreo sistemático y rutinario automatizado (Goetz *et al.*, 2015). En cambio, se necesita la adquisición frecuente de observaciones del mismo lugar.

La degradación puede ser un proceso gradual en el cual la biomasa está siendo continuamente absorbida durante largos períodos en el tiempo, o como resultado de graves daños causados a la vegetación, por ejemplo, por la tala selectiva. Los métodos basados en series temporales resuelven muchos de los problemas del mapeo de la degradación utilizando imágenes únicas de alta resolución. Han comenzado a aparecer en la literatura ejemplos de monitoreo continuo de la degradación forestal, utilizando series temporales de datos satelitales (Bullock *et al.*, 2018; Bullock *et al.*, 2020). Aun así, los algoritmos que operan en series temporales densas de datos satelitales proporcionan una evaluación

(142) La mayoría de los enfoques basados en series temporales en la literatura utilizan datos de los satélites Landsat (Woodcock *et al.*, 2020).

más completa de la dinámica del paisaje (Kennedy *et al.*, 2014) pero aún no han tenido un impacto importante en muchas regiones tropicales donde más se necesitan. Las solicitudes de descarga, almacenamiento, procesamiento previo y procesamiento de datos han impedido su implementación fuera de unos pocos grupos de investigación seleccionados. Esa situación está cambiando a medida que las plataformas de computación en la nube, como *Google Earth Engine* (Gorelick *et al.*, 2017) proporcionan acceso directo a los datos del satélite y a varios algoritmos basados en series temporales. Por ejemplo, los algoritmos CCDC, CODED, LandTrendr y BFAST están disponibles en *Google Earth Engine*. El **Recuadro 30** ofrece más detalles sobre la utilidad de las series temporales densas para la clasificación del uso de la tierra.

Un proceso importante para el monitoreo del cambio⁽¹⁴³⁾ es el de la **atribución**, que asocia la cobertura de la tierra observada y los cambios en la cobertura de la tierra con el uso de la tierra y el cambio de uso de la tierra (IPCC, 2019). La atribución facilita una estimación ni excesiva ni escasa de las emisiones de estas tierras porque:

- ▶ determina si un cambio en las tierras forestales es temporal (p.ej., una alteración de la tala sostenible), permanente (p.ej., conversión en tierras agrícolas o asentamiento) o es el resultado de una perturbación natural (p.ej., un ciclón);
- ▶ asigna tipos de perturbaciones a los estratos forestales para permitir la aplicación de métodos representativos para estimar las emisiones y absorciones.

Comprender las causas y los impulsores del cambio de la cobertura forestal, naturales y antropogénicos, y la posterior recuperación forestal y la dinámica de sucesión permite estimar los impactos sobre las variaciones en las existencias de carbono y la emisión de GEI conexas (Spalding, 2009; Kurz, 2010; Masek *et al.*, 2011; Schroeder *et al.*, 2011). Por ejemplo, el desmonte de terrenos con o sin fuego está asociado con diferencias en las cantidades, el momento y la composición de las emisiones de CO₂ y de otros GEI.

La atribución se basa en la combinación de series de datos auxiliares (**Recuadro 31**) para desarrollar reglas para estimar las posibles perturbaciones que causaron los cambios observados en la cobertura de la tierra en función de su emplazamiento espacialmente explícito. Las series de datos que se pueden utilizar para la atribución incluyen datos sobre incendios, trayectorias de ciclones, límites de manejo forestal e información sobre la tala para la actividad agrícola. Estos datos pueden incluir estadísticas nacionales recopiladas por agencias nacionales relevantes y pueden ser:

- ▶ espacialmente explícitos: donde los eventos de perturbación contienen información sobre su ubicación exacta en el espacio; o
- ▶ espacialmente referenciados: donde se registran el año y el número de perturbaciones, pero no su ubicación espacial detallada (p.ej., resúmenes a nivel municipal).

Determinar el sino del paisaje después de la perturbación no es una tarea sencilla, especialmente cuando el cambio tiende a ser gradual y lento en relación con la perturbación inicial o el evento de cambio. No hace falta decir que, con observaciones repetidas de la superficie después de la perturbación, la capacidad de atribuir el cambio a un impulsor aumenta enormemente en comparación con un análisis tradicional de detección de cambios.⁽¹⁴⁴⁾ Disminuir el intervalo temporal entre las observaciones de las series temporales conduce a un monitoreo continuo del paisaje, en lugar de simplemente detectar los cambios. Esta evolución hacia el monitoreo es ventajosa ya que mejora la capacidad de determinar los impulsores y el momento del cambio (Woodcock *et al.*, 2020) que, a su

(143) En particular, las actividades de REDD+ y la conversión entre categorías del IPCC.

(144) Confiando en la diferencia entre dos puntos en el tiempo.

vez, puede facilitar una mayor precisión de la estimación de las emisiones.⁽¹⁴⁵⁾

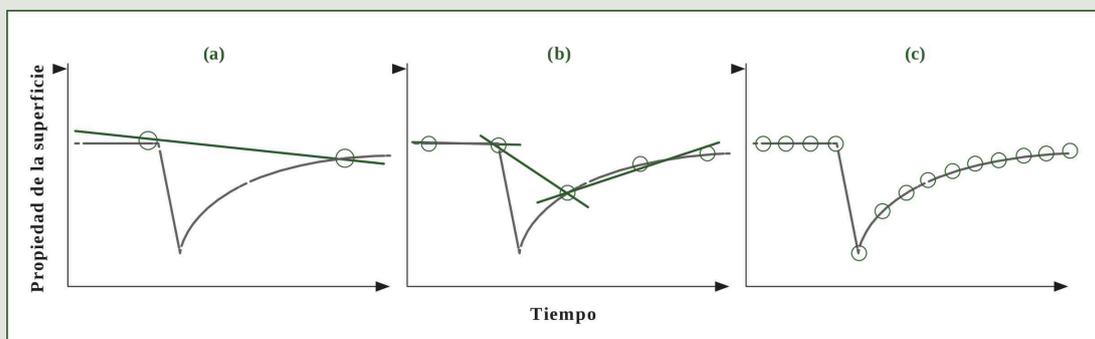
Recuadro 30: Análisis de las series temporales de observaciones de la tierra para monitorear los datos de la actividad

Una serie temporal es una secuencia de observaciones captadas de manera secuencial en el tiempo. En general, las observaciones adyacentes son dependientes y el análisis de las series temporales se centra en las técnicas para analizar esta dependencia (Box *et al.*, 1994). En el contexto de los datos de la actividad, cada punto de la serie se interpreta de la misma manera que una sola imagen (p.ej., mediante interpretación visual o algoritmos semiautomáticos), con la ventaja de que se puede obtener información adicional considerando la serie como un conjunto único.

Es útil para distinguir entre dos o pocas imágenes más durante un período de estudio (p.ej., 10–15 años) y una frecuencia de observaciones anual o mayor. Es fácil imaginar que el hecho de tener muchas observaciones de la superficie terrestre, en vez de solo dos tomas instantáneas, permite un análisis más exhaustivo de las actividades de la superficie. Sin embargo, el análisis tradicional de imágenes de la cobertura de la tierra y del cambio en la tierra se ha basado en pocas imágenes debido al costo que implica adquirir imágenes adecuadas. La apertura del archivo Landsat en 2008 (Woodcock *et al.*, 2008) ablandó esta restricción, y se puede obtener una serie temporal de observaciones Landsat, con un tiempo de revisión de 8 a 16 días, para prácticamente cualquier lugar de la Tierra. Existe disponibilidad de otras fuentes de datos, pero la combinación de archivos de libre acceso, abiertos y de gran alcance con las características temporales y espaciales del Landsat hace que sea muy útil para el análisis de las series temporales.

El análisis de las series temporales permite rastrear actividades, más que crear un mapa que represente las condiciones en un momento en el tiempo, o un mapa con los cambios ocurridos entre dos momentos. Permite la caracterización de paisajes después de una perturbación y de actividades graduales y continuas tales como la regeneración del bosque y la degradación forestal. En el siguiente ejemplo (adaptado de Kennedy *et al.*, 2014), un bosque fue talado y luego se posibilitó su regeneración. En la **Figura 18** solo hay dos observaciones disponibles en el tiempo (a) y 5 en (b); mientras que en (c) se dispone de series temporales densas que permiten una representación exacta de la actividad.

Figura 18: Es posible rastrear las actividades con una serie temporal densa de observaciones de la cobertura de la tierra



Con tan solo dos observaciones (a) parece como si la variable de superficie terrestre (la cual puede ser una reflectancia de la superficie, una dispersión o un índice de vegetación) que está

(145) Arévalo *et al.* (2020) ofrecen un buen ejemplo de cómo un enfoque basado en series temporales permitió el monitoreo posterior a la perturbación y la atribución de cambios en un paisaje de bosque tropical.

siendo observada estuviese mostrando una leve disminución. La situación se mejora con varias observaciones disponibles (b) que proporcionan alguna evidencia de la perturbación y de la recuperación posterior. Aun así, las actividades en la superficie terrestre no se identifican de inmediato, así como tampoco la cronología de los acontecimientos. Si se dispone de muchas observaciones (c) el analista puede determinar la cronología y magnitud del evento de tala y describir la recuperación en el tiempo y el espacio. Siempre que se conozca el contenido de carbono del bosque que fue talado y las dinámicas del carbono del bosque en recuperación, el analista puede estimar la cantidad de carbono emitido desde el suelo y de la madera talada en descomposición, y la cantidad de carbono capturado en el bosque en recuperación y el suelo a continuación de la tala. Consúltense en la **Sección 2.4.2** ejemplos de sistemas operacionales que utilizan este método.

Para obtener los resultados ilustrados en la **Figura 18**, es posible crear compuestos a nivel del píxel aplicando una estadística (p.ej., la mediana o el valor máximo) a un número fijo de observaciones, seleccionar las mejores imágenes de acuerdo con algunos criterios (temporada de crecimiento, nubosidad mínima, etc.), o tratar de usar todas las observaciones disponibles. Los métodos de compuestos o *mejores imágenes* tienen la ventaja de reducir la cantidad de datos que se debe analizar, pero se reduce la información sobre las actividades terrestres en contraste con un método que utiliza *todas las observaciones*. Esto último permite un análisis detallado del paisaje, pero requiere una cantidad importante de almacenamiento y de habilidades computacionales.

Los métodos basados en compuestos han demostrado ser exitosos para la elaboración de cartografías de los cambios a gran escala y se han utilizado para elaborar mapas mundiales sobre el cambio en la cubierta forestal de forma anual (Hansen *et al.*, 2013). Lo mismo ocurre para los métodos de *mejores imágenes*, los cuales han sido utilizados para elaborar cartografías mundiales de los cambios con intervalos de cinco años (Kim *et al.*, 2014). Este último tiene la ventaja de reducir el volumen de datos, lo que permite que los algoritmos procesen de forma más rápida los datos lo que a su vez permite que el analista revise los datos de entrenamiento y repita y perfeccione el proceso de clasificación con mayor frecuencia. Desde la apertura del archivo del Landsat, se han publicado varios algoritmos basados en compuestos para la detección del cambio (p.ej., Griffiths *et al.*, 2014; Huang *et al.*, 2010; Kennedy *et al.*, 2010) y se pueden utilizar plataformas de computación en la nube como Google Earth Engine para elaborar compuestos para superficies extensas sin necesidad de descargar los datos.

Si bien los métodos basados en compuestos son altamente eficaces, la reducción de datos también implica que hay observaciones de la superficie de interés que no están siendo utilizadas. Algoritmos como CCDC (Holden, 2015; Zhu *et al.*, 2012; Zhu and Woodcock, 2014a), BFAST (Verbesselt *et al.*, 2010; Verbesselt *et al.*, 2012; DeVries *et al.*, 2015), y CODIFICADO (Bullock *et al.*, 2018) son ejemplos de algoritmos de detección de cambios que analizan todas las observaciones disponibles. El enfoque requiere más esfuerzos de cálculos y observaciones detalladas de nubes y sombras. Da pie a estudios fenológicos y estacionales, y a un análisis más detallado de los paisajes después de la perturbación, especialmente aquellos paisajes dinámicos que exhiben cambios rápidos.

El uso de datos distintos del Landsat será más frecuente en el futuro a medida que se desarrollen los archivos de otras misiones satelitales, y que se lancen nuevas misiones con datos de libre acceso. Por ejemplo, la misión del Sentinel-2 generará datos que cuando se combinan con los datos del Landsat mejorarán el análisis de las series temporales de la superficie terrestre. Los datos del SAR, que pueden proporcionar series temporales más estacionarias debido a su capacidad de penetración de las nubes, también pueden mejorar el análisis cuando se combinan con datos ópticos (Reiche *et al.*, 2015). El análisis de series temporales de radar, por sí solo,

ahora se facilita con la llegada de los datos del Sentinel-1 que están disponibles de manera gratuita. Aunque CCDC y BFAST (Xin *et al.*, 2013) y BFAST (Verbesselt *et al.*, 2012) han sido utilizados con datos de baja resolución (MODIS) para el monitoreo en tiempo casi real de perturbaciones forestales, estos datos generalmente no se utilizan para cartografiar los datos de la actividad debido a su baja resolución espacial.

De algún modo, las series temporales hacen que la recolección de datos de referencia sea más compleja y demande más tiempo, lo que puede resultar en una muestra de tamaño más pequeño, pero con herramientas como **TimeSync** (*bib_R038*)(Cohen *et al.*, 2010), BFAST Spatial, **AREA2** y **Collect Earth Online**, es posible la recolección de observaciones de referencia temporales. Al trabajar con algoritmos basados en series temporales más avanzadas, es importante tener presente que el producto es siempre un mapa o varios mapas que no se deberían tratar de manera diferente de otros mapas.

Recuadro 31: Ejemplo de datos usados y reglas aplicadas para atribuir incendios y huracanes a los cambios en la cobertura de la tierra en México

En México, se han registrado estadísticas nacionales de información sobre incendios forestales desde 1970 para cada estado en forma tabular en una base de datos nacional mantenida por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) del país. Los registros históricos incluyen el número de incendios y el total de hectáreas quemadas por año, desglosado por estado. A partir de 2005, la base de datos ha incluido información adicional: coordenadas espaciales del punto de ignición central del incendio, causa de la ignición, número de hectáreas quemadas y tipo de ecosistema afectado (templado, tropical, árido) por municipio. Las capas espaciales también están disponibles en la misma base de datos, a partir de 2005, y contienen las coordenadas espaciales del punto de ignición central, pero no el polígono de la superficie quemada. Sin embargo, el 39% de las parcelas quemadas en formato tabular (principalmente de 2005, 2006 y 2009) no incluían coordenadas geográficas y no estaban contenidas en estas capas. Estos incendios representaron aproximadamente el 25% de la superficie total quemada durante el período. Como no es posible vincular los eventos de incendios no espaciales con la información de cambio de cobertura terrestre espacialmente explícita, solo se utilizaron series de datos espaciales de los puntos de incendio con coordenadas. Después, se generaron mapas anuales de incendios protegiendo los puntos de ignición con una superficie igual al número de hectáreas quemadas por incendio.

La información sobre las trayectorias de los huracanes tropicales que atravesaron la región de 2005 a 2010 estaba disponible en el Centro Nacional de Datos Climáticos (NCDC, 2012). Para cada huracán, se disponía de datos tabulares sobre la fecha, los puntos de llegada a tierra, la presión, la fecha y la velocidad del viento de cada tormenta. Para evaluar el impacto potencial de los huracanes más allá de la trayectoria de la tormenta, las pistas se protegen de acuerdo con la gravedad de la perturbación asociada con la categoría Saffir-Simpson (NHC, 2013). Para hacerlo, las distancias de amortiguación se derivaron de estudios de ancho de banda de lluvia Skwira *et al.* (2005), con 15 km para las categorías de huracanes de mayor impacto (categoría IV o V), 10 km para las categorías III y II, y 5 km para las tormentas de menor impacto restantes.

Los mapas anuales de la actividad agrícola se generaron con datos de la Secretaría del Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta (SIACON) (SAGARPA, 2012). Este programa proporciona datos tabulares anuales sobre la superficie total de tierra cultivada por estado y municipio. Dado que la base de datos carecía de información espacialmente explícita, la superficie cultivada fue referenciada al polígono municipal del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Se obtuvieron datos adicionales sobre agricultura de la Agencia Nacional de Estadística y Geografía de México (INEGI, 2003) series de vegetación y uso de la tierra desarrolladas para 2003 y 2007 (INEGI, 2007).

Estas series de datos se utilizaron para diferenciar las superficies de cultivo permanente del resto de las actividades agrícolas. Se generó una máscara ubicando superficies que caían bajo el estado de cultivo permanente y se les asignó el 100 por ciento de impacto. Seguidamente, se parametrizaron los modelos de balance de carbono para representar estas superficies con un impacto constante del 100 por ciento y simular que no hay rebrote de bosques. Se enmascararon las superficies de cultivo permanente y se elaboraron mapas anuales restando las hectáreas identificadas como cultivo permanente por municipio de: i) las hectáreas cultivadas reportadas anualmente por municipio en el programa SIACON; ii) la superficie del municipio. El grado

de impacto se expresó como el porcentaje de la superficie total cultivada por municipio.

Fuente: Adaptado de Mascorro *et al.*, 2015

4.2.3 Estimación de la superficie, de cambios en la superficie y de sus incertidumbres

La definición de buenas prácticas del IPCC requiere que los inventarios de emisiones cumplan con dos criterios:

1. Estimaciones ni excesivas ni escasas, en la medida en que se pueda determinar.
2. Que las incertidumbres se minimicen tanto como sea posible (IPCC, 2003; Prefacio).

El segundo criterio presupone que las incertidumbres se estiman y que se han estimado correctamente.

En términos estadísticos⁽¹⁴⁶⁾, el primer criterio está estrechamente relacionado con el concepto estadístico de sesgo. El sesgo es una propiedad de una fórmula estadística llamada estimador que, cuando se aplica a los datos de la muestra, produce una estimación. Un estimador se caracteriza como libre de sesgos si el promedio de todas las estimaciones calculadas usando datos para todas las muestras posibles del mismo tamaño, adquiridas usando el diseño de muestreo, es equivalente al valor real del parámetro de interés; de lo contrario, un estimador se caracteriza por estar sesgado. En la práctica, es imposible aplicar el estimador a todas las muestras posibles, por lo que el sesgo solo puede estimarse y una estimación obtenida con un estimador libre de sesgo puede desviarse sustancialmente del valor real: de ahí el concepto de intervalo de confianza. Un intervalo de confianza expresa la incertidumbre de una estimación y se formula como una estimación basada en la muestra del parámetro más/menos la estimación basada en la muestra del error estándar de la estimación del parámetro, multiplicado por el nivel de confianza. Los intervalos de confianza a un nivel del 95 por ciento se interpretan como que el 95 por ciento de dichos intervalos, uno para cada serie de datos de la muestra, incluye el valor real del parámetro. La amplitud de un intervalo de confianza está estrechamente relacionada con la precisión, una medición de la incertidumbre abordada por el segundo criterio del IPCC. Los intervalos de confianza construidos utilizando estimadores libres de sesgos satisfacen, por lo tanto, ambos criterios de las buenas prácticas del IPCC anteriormente especificados. Esta sección brinda orientación sobre cómo utilizar dichos estimadores para inferir valores centrales e intervalos de confianza para los datos de la actividad.

Los enfoques que producen estimaciones de datos de la actividad a partir de datos de teledetección también deben ser capaces de adaptarse a los efectos de los errores de clasificación de mapas y de fundamentar los intervalos de confianza. Asimismo, aunque la confusión o el error de las matrices y los índices de precisión del mapa pueden sacar a la luz problemas de errores sistemáticos y de precisión, no producen directamente la información necesaria para construir intervalos de confianza. Por lo tanto, debe evitarse el recuento de píxeles porque no garantiza que las estimaciones no sean excesivas ni escasas, o que las incertidumbres se reduzcan tanto como sea posible.

Las estimaciones de superficies que cumplen con los criterios de buenas prácticas del IPCC deben provenir de una muestra de la superficie de estudio general en la que podemos decir que las interpretaciones en cada unidad de muestra representan la verdadera cobertura de la tierra/uso de la tierra en la superficie de la Tierra en la fecha deseada de análisis. Estas interpretaciones de muestras *reales* se denominan datos de referencia. Los datos de referencia, por lo tanto, son la fuente de información que se utiliza para estimar los datos de la actividad, y un mapa de una actividad y/o de un cambio sirve para guiar el muestreo para adquirir datos de referencia de manera más eficiente y como datos auxiliares para aumentar la precisión de las estimaciones de los datos de la actividad. A menudo, se considera que la fuente más confiable de datos de referencia proviene de las observaciones directas de las condiciones del terreno realizadas por equipos de campo capacitados. Sin embargo, debido a

⁽¹⁴⁶⁾ Un listado exhaustivo de términos estadísticos está **disponible aquí**.

los costos y al esfuerzo asociados con la recopilación de datos de campo de alta calidad, a menudo se utiliza como datos de referencia la interpretación visual de imágenes satelitales o de superficies en lugar de las observaciones de campo. Cuando las fuentes de los datos de referencia no son observaciones terrestres directas, los datos de referencia deben ser al menos iguales y preferiblemente de mayor calidad con respecto a la resolución y la precisión de los datos de mapas de teledetección (Olofsson *et al.*, 2014).

Para que la evaluación de la exactitud y la estimación de la superficie tengan validez para un área de interés utilizando el marco familiar basado en diseño o en la probabilidad (McRoberts, 2014), los datos de referencia deben recopilarse mediante un diseño de muestreo probabilístico, independientemente de cómo se recopilen los datos de capacitación utilizados para elaborar un mapa de la actividad o del cambio de uso de la tierra. Los diseños de muestreo probabilístico a considerar son: el **muestreo aleatorio simple (MAS)**, el **muestreo sistemático (MS)**, el **muestreo estratificado (ME)**, (muestreo simple o muestreo sistemático dentro de los estratos) y el muestreo en dos etapas y por conglomerados. Un aspecto fundamental, al seleccionar un diseño de muestreo, es que el tamaño de la muestra para cada actividad debe ser lo suficientemente grande para generar estimaciones bastante precisas de la superficie de la actividad, dados los requisitos de las políticas y los costos conexos. Los diseños de MAS y MS producen tamaños de muestra para actividades individuales que son aproximadamente proporcionales a su frecuencia de ocurrencia en la población. Si se obtiene una muestra general muy grande, entonces el MAS o MS pueden producir tamaños de muestra suficientemente grandes para que las actividades individuales produzcan estimaciones de suficiente precisión. Sin embargo, a menos que el tamaño de la muestra general sea grande, los tamaños de la muestra para las actividades que representan pequeñas proporciones de la superficie total pueden ser demasiado pequeños para satisfacer el criterio de la precisión. En consecuencia, ya que es probable que algunas actividades sean poco comunes y los costos potencialmente asociados con las muestras sean elevados, se debe evaluar con atención el muestreo estratificado (ME) para que los estratos correspondan con las clases de la actividad del mapa. Con el muestreo de dos etapas, primero se eligen los emplazamientos del muestreo primario, luego se seleccionan múltiples unidades de muestreo secundario dentro de esos emplazamientos del muestreo primario. El objetivo es a menudo reducir los costos del muestreo, pero se deben considerar diversos factores al momento de planificar un diseño de muestreo en dos etapas. Si las distancias entre los pares de unidades del muestreo en dos etapas son menores que el alcance geográfico de la correlación espacial, las observaciones tienden a ser similares y el muestreo tiende a ser menos eficiente. Además, el análisis de la muestra es a menudo más complejo que si se realiza mediante diseños de MAS, MS o ME.

Para estimar los datos de la actividad, habitualmente las ubicaciones de las muestras se seleccionan al azar o sistemáticamente dentro de los estratos definidos por las clases de una actividad o mapa de cobertura terrestre (p.ej., deforestación, bosque que permanece como tal). Estos emplazamientos de la muestra a menudo se evalúan mediante la interpretación de imágenes visuales. Un aspecto fundamental es que no se puede suponer que las interpretaciones visuales estén libres de errores ni que sean coherentes entre los diferentes intérpretes. McRoberts *et al.* (2018c) condujeron una breve revisión de la literatura y concluyeron que "*las interpretaciones visuales de los datos de teledetección, incluso por intérpretes profesionales bien capacitados, están sujetas a desacuerdos y errores sustanciales*". Los efectos de los errores y las inconsistencias del intérprete son la introducción de sesgos en el estimador de las superficies de clases de la actividad y en el correspondiente estimador de la incertidumbre. El sesgo en el estimador de la superficie de la clase aumentaba a medida que disminuía el número de intérpretes, a medida que disminuía el mapa de clases de cobertura de la tierra y la precisión del intérprete, a medida que aumentaban las correlaciones entre intérpretes y cambiaba el tamaño relativo de las clases de mapas de cobertura de la tierra. Los errores estándar de las estimaciones de la superficie de la clase se subestimaron en un factor de aproximadamente 1,4 cuando se ignoró la incertidumbre debida al error del intérprete y a la inconsistencia. Cabe señalar que

el sesgo en el estimador de los errores de la clase conduce al incumplimiento de la primera directriz de las buenas prácticas del IPCC con respecto a estimaciones ni excesivas ni escasas, y el sesgo en el estimador de la incertidumbre impide la capacidad de reducir las incertidumbres según la segunda directriz de las buenas prácticas del IPCC. Se pueden seguir varios pasos para mitigar estos efectos adversos. En primer lugar, el sesgo del estimador puede reducirse mediante el uso de más intérpretes, tal vez hasta 5–7, mediante regímenes de entrenamiento comunes y buscando consenso entre los desacuerdos de los intérpretes siguiendo interpretaciones independientes. Este último aspecto podría implicar una revisión de las etiquetas de referencia con pequeños niveles de confianza o etiquetas en conflicto por parte de un equipo que incluye intérpretes y experiencia. En segundo lugar, una forma de inferencia híbrida descrita por McRoberts *et al.* (2018c) incorpora los efectos del error del intérprete y la inconsistencia en la estimación de la incertidumbre.

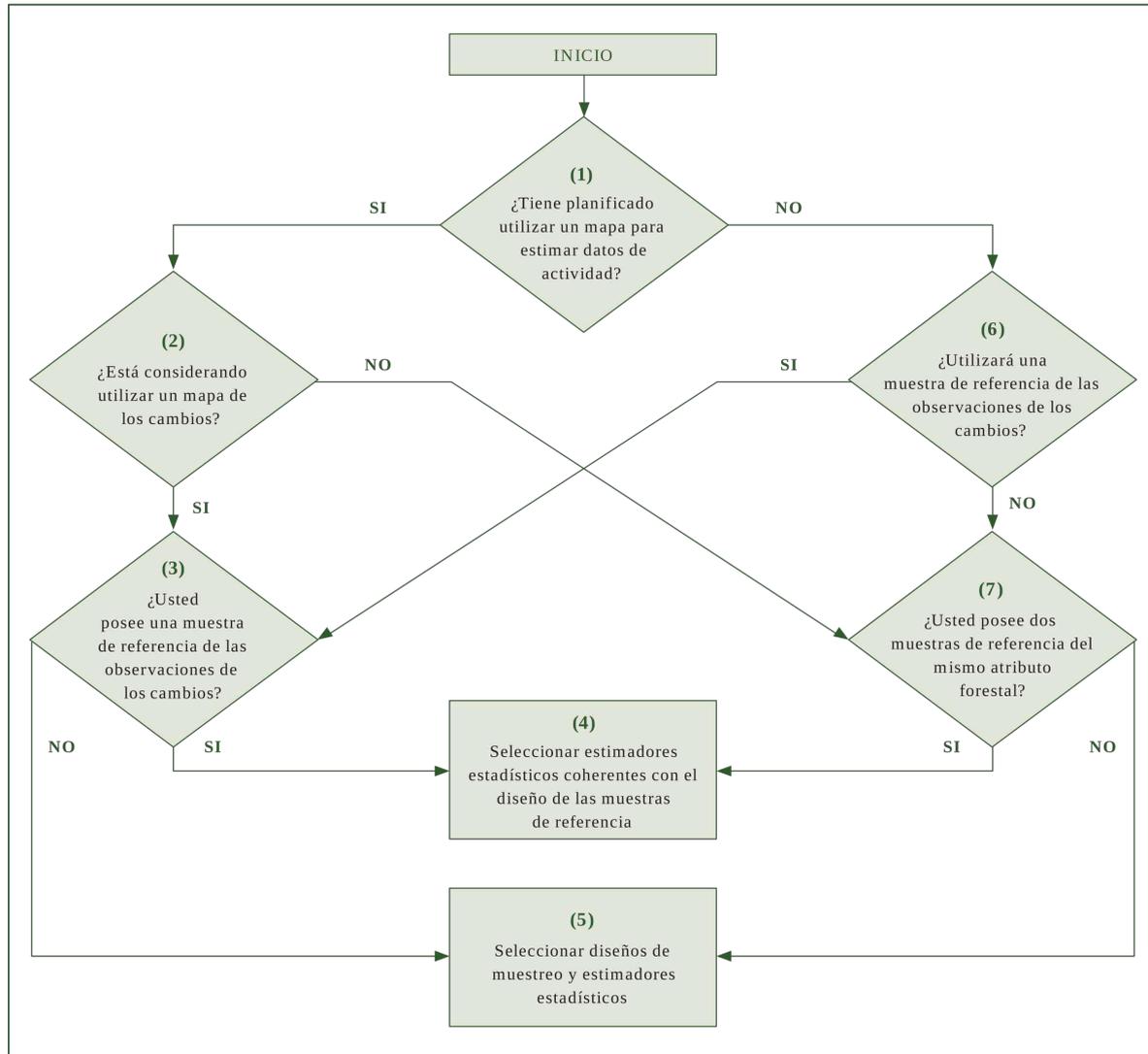
Una vez que se ha recolectado una muestra de observaciones de referencia, se estiman el área de los datos de la actividad y el intervalo de confianza asociado utilizando un estimador estadístico correspondiente al diseño de muestreo.

Algunos comentarios al respecto, sobre la recomendación del **Capítulo 3, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019) que la precisión del mapa sea estimada y expresada utilizando los índices descritos en Congalton (1991). Aunque las precisiones de los mapas son informativas, no producen directamente las estimaciones de superficies de clase de la actividad ni las incertidumbres de las estimaciones. Además, cualquier muestreo para datos de referencia debe optimizarse para la estimación de datos de la actividad, no para precisiones de mapas. En fin, Congalton (1991) ilustra el uso del índice Kappa, que en otros lugares se desaconseja enfáticamente porque no desempeña un papel útil en la evaluación de la exactitud o en la estimación de la superficie (Foody, 2020; Olofsson *et al.*, 2014; Pontius and Millones, 2011; Strahler *et al.*, 2006).

El árbol de decisiones de la **Figura 19** y el siguiente debate sobre el punto de decisión pretenden ayudar a los usuarios a decidir qué diseños de muestreo y estimadores utilizar dada la naturaleza de

los mapas y de los datos de referencia disponibles.

Figura 19: Orientación para seleccionar el marco de inferencia para estimar los datos de la actividad



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:

Punto de decisión 1: ¿Tiene planificado utilizar un mapa para estimar datos de la actividad?

Si bien gran parte de la literatura sobre la estimación de los datos de la actividad supone que se utilizarán uno o más mapas, no existe un requisito estadístico para hacer eso. Estimaciones estadísticamente rigurosas y fidedignas se pueden obtener utilizando únicamente datos de referencia. Como se señala en el glosario, los datos de referencia generalmente se recolectan según un diseño de muestreo probabilístico. Esto significa que pueden ser utilizados por sí solos para generar estimaciones asociadas con las actividades de REDD+, o que se pueden usar en combinación con datos cartográficos de teledetección para corregir sesgos en la clasificación, y este método puede ser el más eficaz en cuanto a recursos. Las principales ventajas de usar mapas son:

1. Que son posibles análisis espacialmente explícitos.
2. Que cuando se utiliza con datos de referencia y estimadores estadísticos apropiados, la precisión de las estimaciones puede aumentar sustancialmente, cumpliendo así con la orientación de las buenas prácticas del IPCC de reducir las incertidumbres tanto como sea

posible. Además, la **Decisión 4/CP.15** requiere que los países establezcan un SNMF que proporcione estimaciones que sean transparentes, coherentes, en la medida de lo posible precisas y que reduzcan las incertidumbres, teniendo en cuenta las capacidades y habilidades nacionales. Una hipótesis subyacente en la **Figura 19** es que, si se puede adquirir un mapa, entonces se va a utilizar.

Punto de decisión 2: ¿Está considerando utilizar una cartografía de los cambios?

Ya que por definición los datos de la actividad son relativos al cambio, los mapas que mejoran la estimación de los datos de la actividad generalmente están relacionados con el cambio, aunque la manera exacta en que establecen esta relación puede variar. Las cartografías de los cambios a menudo representan el cambio en la cobertura de la tierra en forma de categorías cartográficas diferenciadas, pero también pueden describir proporciones de atributos asignados a las categorías de los cambios tales como esquemas de clasificación continuos que representan proporciones de la superficie del píxel abarcadas por tipos específicos de cobertura de la tierra. Para recomendaciones con respecto a la decisión, una hipótesis es que se utilizará una cartografía de los cambios (es decir, responder **SÍ** al Punto de decisión 2) bajo dos condiciones: i) una cartografía de los cambios se puede adquirir preferiblemente mediante la comparación de imágenes elaboradas de manera coherente a partir de datos recolectados en dos fechas, o mediante la comparación de dos mapas compatibles para dos fechas; ii) se pueden adquirir datos de referencia con respecto al cambio en forma de observaciones de los mismos lugares en fechas comparables al intervalo de los cambios.

Punto de decisión 3: ¿Usted posee una muestra de referencia de las observaciones de los cambios?

El principal aspecto a considerar es con respecto a si hay disponibilidad de, o se debe adquirir, una muestra de referencia de las observaciones de los cambios obtenida utilizando un diseño de muestreo probabilístico. Si la muestra de referencia de las observaciones de cambio ya está disponible, entonces la selección de un estimador estadístico y un enfoque inferencial está limitada por el diseño de muestreo utilizado para adquirir los datos de referencia del cambio. Si aún no se ha adquirido la muestra de referencia, es posible una mayor flexibilidad en la elección de la combinación de diseño de muestreo, estimador y enfoque inferencial.

Punto de decisión 4: Seleccionar estimadores estadísticos coherentes con el diseño de las muestras de referencia.

En este caso, la muestra está disponible y la selección de un estimador estadístico y de un método inferencial debe corresponder al diseño de muestreo utilizado para seleccionar la muestra de referencia. Por ejemplo, si la muestra de referencia fue adquirida usando un diseño de ME, se deben utilizar estimadores del ME. En este punto (y en los puntos 3 y 7), se asume que el tamaño de la muestra es adecuado para ajustarse a los principios rectores del IPCC.

Punto de decisión 5: Seleccionar diseños de muestreo y estimadores estadísticos.

La selección de un diseño de muestreo y de un estimador estadístico depende en gran medida de la naturaleza del mapa y de los datos de referencia. Si la cartografía de los cambios se compone de predicciones de tierras forestales/tierras no forestales, con cambios/invariables, entonces la recomendación general es utilizar las clases de los mapas como estratos y diseños de MAS o MS en los estratos (Olofsson *et al.*, 2014). La principal ventaja del ME es que se puede controlar la precisión de las estimaciones en los estratos (equivalente a estimaciones de las clases de datos de la actividad). En particular, para clases de datos de la actividad pequeñas o raras, el número de observaciones obtenidas del muestreo general de MAS o MS puede ser demasiado pequeño para satisfacer los requisitos de precisión y las buenas prácticas definidas por el IPCC como aplicables a inventarios que no contienen *estimaciones excesivas ni escasas en la medida en que*

se pueda determinar, y en el que se reduzcan las incertidumbres tanto como sea posible. Aunque no existe un nivel predefinido de precisión, esta definición apunta a maximizar la precisión sin introducir sesgos, dado el nivel de recursos razonablemente disponibles para la elaboración del IGEI. Sin embargo, si los datos de referencia se adquieren mediante un diseño de MAS o un diseño de MS basado en un INF, entonces los estimadores de la posestratificación pueden generar una precisión mucho mayor que los estimadores del MAS. En general, para minimizar el error estándar en la estimación de los datos de la actividad, se recomienda un estimador estratificado si el mapa identificado en el Punto de decisión 2 representa el cambio en forma de categorías cartográficas discretas, mientras que se recomienda un estimador GREG asistido por modelos si el mapa representa el cambio en forma de proporciones de categorías cartográficas (Stehman, 2013; McRoberts *et al.*, 2016a).

Punto de decisión 6: ¿Utilizará una muestra de referencia de las observaciones de los cambios?

La hipótesis subyacente a esto y a los puntos de decisión subsiguientes es que no se utilizarán mapas para estimar los datos de la actividad. Las consecuencias más significativas son que ya no existen oportunidades de aumentar la precisión de las estimaciones de los datos de la actividad y que no se pueden elaborar las representaciones espaciales de las ubicaciones de las clases de actividad. En este punto de decisión, el aspecto fundamental es con respecto a si es posible adquirir observaciones de referencia de los cambios; para este análisis, las observaciones de referencia de los cambios se componen de las diferencias en las observaciones de los atributos de los bosques adquiridos en el mismo lugar en dos fechas importantes. Si se pueden adquirir dichas observaciones de referencia, la hipótesis es que se utilizará la muestra de referencia de las observaciones de los cambios, principalmente debido a que los análisis correspondientes son menos estadísticamente complejos y requieren de un menor uso computacional. Si no es posible adquirir las observaciones de referencia de los cambios, como en aquellos casos donde los datos de referencia se adquieren a partir de muestras de parcelas temporales del INF, entonces es necesario realizar un análisis separado.

Punto de decisión 7: ¿Usted posee dos muestras de referencia del mismo atributo forestal?

Este punto de decisión supone que al menos una de las dos condiciones especificadas para el Punto de decisión 2 no está satisfecha y, por lo tanto, que no será viable utilizar cartografías de los cambios para la estimación de los datos de actividad. Por ejemplo, es posible obtener dos mapas de atributos de los bosques, pero por alguna razón, estos mapas no se pueden comparar para elaborar una cartografía de los cambios. Asimismo, la adquisición de observaciones de referencia es posible, pero por alguna razón no se pueden adquirir para las mismas ubicaciones espaciales, tal vez debido a que los datos de referencia se obtienen a partir de un INF que utiliza parcelas temporales. Hay tres escenarios posibles: i) ambas muestras de referencia han sido adquiridas previamente; ii) se ha adquirido una muestra de referencia y la otra aún no; iii) ambas muestras de referencia aún no han sido adquiridas. Para los primeros dos escenarios, se deben elegir estimadores estadísticos que sean compatibles con los diseños del muestreo utilizados para adquirir la muestra o muestras de referencia existentes. Para el segundo y tercer escenario, la hipótesis de que las observaciones de referencia de los cambios no se pueden adquirir imposibilita la adquisición de dos muestras en el mismo lugar. Para estos dos escenarios, la combinación de diseño del muestreo y estimador estadístico para muestras que aún no se han adquirido puede ser la misma o ser diferente de la empleada para la muestra adquirida anteriormente, o de la otra muestra que aún no se ha adquirido.

Dos ejemplos presentados en el **Recuadro 32** y en el **Recuadro 33** ilustran métodos para la estimación de superficies de la actividad, uno basado en un enfoque de estratificación (Cochran, 1977; Olofsson *et al.*, 2013, Olofsson *et al.*, 2014) para un mapa con predicciones categóricas; y el otro basado

en un enfoque asistido por modelos (Särndal *et al.*, 1992; Sannier *et al.*, 2014) para un mapa con predicciones continuas. Estos ejemplos reportan casos que probablemente se pueden encontrar en la práctica e ilustran cómo se pueden generar estimaciones libres de sesgo de superficies de la actividad con intervalos de confianza, cumpliendo de este modo con los criterios de buenas prácticas del IPCC. Como se explica en el Punto de decisión 5, el método de estratificación descrito en el **Recuadro 32** es particularmente útil cuando los estratos corresponden con las actividades. El método asistido por modelos en el **Recuadro 33** es más útil cuando la variable de respuesta cartografiada es continua y cuando la relación entre los datos de referencia y los datos cartográficos utilizados como información auxiliar se pueden aprovechar para aumentar la precisión.

Una distinción importante entre los métodos ilustrados en estos dos ejemplos tiene que ver con el uso de datos cartográficos. En el primer ejemplo, los datos cartográficos a nivel de píxel se encuentran en la forma de asignación a clases discretas y solo se utilizan para estructurar los estratos, para calcular la ponderación de los estratos, y reducir la varianza de la superficie estimada relativa a la varianza de la estimación solo en base a las observaciones de referencia. Con un nivel de importancia, en relación al estimador estratificado del primer ejemplo, las estimaciones en los estratos se basan completamente en las observaciones de referencia. En el segundo ejemplo, los datos cartográficos se utilizan como una variable continua, auxiliar, a nivel de segmento. El estimador asistido por modelos facilita un mejor aprovechamiento de la relación entre la proporción de la superficie de referencia a nivel de segmento y la proporción cartográfica de la superficie a nivel de segmento. Por consiguiente, el estimador asistido por modelos requiere de una compensación por los efectos del error de predicción del modelo a nivel de segmento, pero también ejerce una mayor influencia sobre las estimaciones finales a través de una mayor reducción en el error de la varianza de la estimación de la superficie.

Recuadro 32: Método de estratificación para evaluar la exactitud y estimar la superficie

Los ejemplos presentados en este recuadro se refieren a los Puntos de decisión de la **Figura 19**.

Datos y diseño del muestreo

La cartografía de los cambios basada en imágenes del Landsat de 30x30 m entre los años 2000 y 2010 constó de dos clases de cambio y dos clases de invariabilidad: i) deforestación, con una superficie de 18 000 ha; ii) ganancia forestal, con una superficie de 13 500 ha; iii) tierras forestales estables, con una superficie de 288 000 ha; y iv) tierras no forestales estables, con una superficie de 580 500 ha. Debido a que tenemos una cartografía de los cambios y pretendemos utilizarla, la respuesta es **Sí** a los Puntos de decisión 1 y 2. No existía una muestra de observaciones de referencia y esta debe ser recolectada, entonces la respuesta es **No** al Punto de decisión 3.

Con respecto al Punto de decisión 5, ya que las superficies de las clases de cambios cartográficos son reducidas, y en su conjunto comprenden solo un 3,5% de la superficie total, se seleccionó un diseño de ME con las cuatro clases cartográficas como estratos para obtener la muestra de referencia que se utilizaría en la evaluación de la exactitud. Puesto que el mapa representa el cambio en la forma de categorías cartográficas discretas con los estratos correspondientes a las actividades, la estimación estratificada es adecuada, considerando los estratos los posibles impulsores del cambio. El tamaño de la muestra debe ser lo suficientemente grande para producir estimaciones lo bastante precisas de las superficies de las clases, pero lo suficientemente pequeña para ser manejable. Un tamaño de muestra de 640 píxeles se distribuyó aleatoriamente, con 75 píxeles para cada una de las clases de cambios, 165 píxeles para la clase de tierras forestales estables, y 325 píxeles para la clase de tierras no

forestales estables siguiendo las recomendaciones de Olofsson *et al.* (2014).

Estimación

Los píxeles del Landsat seleccionados aleatoriamente para los datos de referencia de la muestra tuvieron que pasar por clasificaciones manuales de alta calidad. Los mismos datos subyacentes del Landsat se utilizaron para producir las clasificaciones cartográficas y de referencia, partiendo de una hipótesis basada en tres evaluaciones independientes, de que las clasificaciones de referencia eran de mejor calidad que las clasificaciones cartográficas. Se elaboró una matriz de error en base a una comparación píxel por píxel de las clasificaciones cartográficas y de referencia para la muestra de evaluación de la exactitud (véase **Tabla 15**), la cual utiliza los datos numéricos proporcionados en los dos párrafos anteriores.

Tabla 15: Matriz de error de recuentos de la muestra

Estrato	Deforestación	Ganancia forestal	Tierras forestales estables	Tierras no forestales estables	Total	Am,h [ha]	wh
Deforestación	66	0	5	4	75	18 000	0,02
Ganancia forestal	0	55	8	12	75	13 500	0,015
Tierras forestales estables	1	0	153	11	165	288 000	0,32
Tierras no forestales estables	2	1	9	313	325	580 500	0,645
Total	69	56	175	340	640	900 000	1

Nota: Las filas de tabla son Clasificaciones de mapa, las columnas de tabla son clasificaciones de referencia.

Todas las entradas de la celda de la matriz de error se basan en la muestra de referencia. El estimador basado en muestras (fórmula estadística) para la proporción de la superficie, p_{hi} se denota como \hat{p}_{hi} , donde h denota la fila e i denota la columna en la matriz de error. La forma específica del estimador depende del diseño de muestreo. Para diseños de muestreo de igual probabilidad, tales como MAS y MS, y para ME, para los cuales los estratos corresponden a las clases cartográficas, como en el caso de este ejemplo, se puede utilizar el siguiente estimador:

Ecuación 16

$$\hat{p}_{hi} = W_h \frac{n_{hi}}{n_h}$$

donde W_h es la proporción de la superficie total en el estrato (clase cartográfica) h , (véase la columna final en la **Tabla 15**) y n_h es n_{hi} adicionado sobre i . Por consiguiente, la matriz de error se puede expresar en términos de las proporciones de superficie estimadas, \hat{p}_{hi} (véase la **Tabla 16**), en lugar de recuentos de la muestra, n_{hi} (véase **Tabla 15**).

Tabla 16: Matriz de error de las proporciones estimadas de la superficie

Estrato	Deforestación	Ganancia forestal	Tierras forestales estables	Tierras no forestales estables	Total (wh)	Am,h[ha]
Deforestación	0,0176	0	0,0013	0,0011	0,02	18 000

Estrato	Deforestación	Ganancia forestal	Tierras forestales estables	Tierras no forestales estables	Total (wh)	$A_{m,h}[\text{ha}]$
Ganancia forestal	0	0,011	0,0016	0,0024	0,015	13 500
Tierras forestales estables	0,0019	0	0,2967	0,0213	0,32	288 000
Tierras no forestales estables	0,004	0,002	0,0179	0,6212	0,645	580 500
Total	0,0235	0,013	0,3175	0,646	1	900 000

Nota: Las filas de tabla son Clasificaciones de mapa, las columnas de tabla son clasificaciones de referencia.

Una vez que se estima \hat{p}_{hi} para cada elemento de la matriz de error, se pueden estimar exactitudes, superficies de la actividad y errores estándar de las superficies estimadas. Exactitud del usuario, $U_h = \hat{p}_{hh} \div \hat{p}_{h+}$, exactitud del productor, $P_i = \hat{p}_{ii} \div \hat{p}_{+i}$, y exactitud general, $O = \sum_h = 1^H \hat{p}_{hh}$, donde H denota el número de estratos (es decir, las clases cartográficas) que son todas proporciones de superficie estimadas.

En este ejemplo, la estimación de la exactitud del usuario es de 0,88 para la deforestación; 0,73 para la ganancia forestal; 0,93 para tierras forestales estables; y 0,96 para tierras no forestales estables. La estimación de la exactitud del productor es 0,75 para la deforestación; 0,85 para la ganancia forestal; 0,93 para tierras forestales estables; y 0,96 para tierras no forestales estables. La exactitud total estimada es de 0,95. Cabe destacar que las mediciones de exactitud no pueden ser estimadas utilizando los recuentos de la **Tabla 15** porque la muestra está estratificada.

Las proporciones de las superficies estimadas en la **Tabla 16** se utilizan posteriormente para estimar la superficie de cada clase de referencia. Los totales en la fila de la matriz de error de la **Tabla 17** son las proporciones de las superficies de las clases cartográficas (W_h), mientras que los totales de la columna son las proporciones de las superficies de las clases de referencia

estimadas.

Usando la notación de la **Ecuación 30**, y sumando el subíndice i para indicar la clase de referencia tenemos,

Ecuación 17

$$\hat{\mu}_i = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi}$$

pero ya que

Ecuación 18

$$y_{hi} = \begin{cases} 1 & \text{if } h = i \\ 0 & \text{if } h \neq i \end{cases}$$

La Ecuación 15 se puede expresar como,

Ecuación 19

$$\hat{\mu}_{hi} = \frac{n_{hi}}{n_h}$$

para que de la **Ecuación 31**

Ecuación 20

$$\hat{\mu}_i = \sum_{h=1}^H W_h \hat{\mu}_{hi} = \sum_{h=1}^H W_h \frac{n_{hi}}{n_{h+}} = \sum_{h=1}^H \hat{p}_{hi}$$

La superficie de las clases de referencia j se estima como el producto de $\hat{\mu}_i$ y la superficie total, A_{tot} . Por ejemplo, la superficie de deforestación estimada a partir de los datos de referencia es $\hat{A}_1 = \hat{p}_{+1} \times A_{\text{tot}} = 0,235 \times 900\,000 = 21\,58$ ha. De este modo, la superficie cartografiada de deforestación ($A_{m,1}$) de 18 000 ha está subestimada en 3 158 ha. El siguiente paso es estimar un intervalo de confianza para la superficie estimada de cada clase. Utilizando la notación de la **Ecuación 34** y sumando nuevamente el subíndice para indicar la clase de

referencia, tenemos],

Ecuación 21

$$\hat{\sigma}_{hi}^2 = \frac{1}{n_{h+} - 1} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \hat{\mu}_{hi})^2$$

Destacando, a partir de la **Ecuación 18** que $y_{hi} = 0$ o $y_{hi} = 1$, la **Ecuación 21** se puede expresar como,

Ecuación 20

$$\hat{\sigma}_{hi}^2 = \frac{1}{n_{h+} - 1} \sum_{i=1}^{n_h} \hat{\mu}_{hi}(1 - \hat{\mu}_{hi})$$

para que de la **Ecuación 32**

Ecuación 23

$$\hat{V}(\hat{\mu}_i) = \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\hat{\sigma}_h^2}{n_h} = \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\hat{\mu}_{hi}(1 - \hat{\mu}_{hi})}{n_h - 1} = \sum_{h=1}^H \frac{W_h \hat{p}_{hi} - \hat{p}_{hi}^2}{n_h - 1}$$

y con un error estándar,

Ecuación 24

$$SE(\hat{\mu}_i) = \sqrt{\hat{V}(\hat{\mu}_i)}$$

De la **Ecuación 24**, de modo que el error estándar de la superficie estimada de pérdida forestal sea $SE(\hat{A}_1) = SE(\hat{\mu}_1) \times A_{\text{tot}} = 0,0035 \times 900\,000 = 3\,142$ ha. Un intervalo de confianza del 95% de la superficie estimada de pérdida forestal es $+ / - 1,96 \times 3\,142 = + / - 6\,158$ ha. Las estimaciones y los intervalos de confianza para todas las clases se muestran en la **Tabla 17**.

Tabla 17: Estimaciones de la superficie, errores estándar y límites superiores e inferiores del intervalo de confianza de 95%

Estratos (j)	$\hat{\mu}_i$ [proporción]	SE($\hat{\mu}_i$) [proporción]	$\hat{\mu}_j$ [ha]	Intervalo de confianza inferior al 95% [ha]	Intervalo de confianza superior al 95% [ha]
Deforestación	0,0235	0,0035	21-158	15-000	27-315
Ganancia forestal	0,013	0,0021	11-686	7-930	15-442
Tierras forestales estables	0,3175	0,0088	285-770	270-260	301-280
Tierras no forestales estables	0,646	0,0092	581-386	565-104	597-668

Los estimadores estratificados presentados en esta sección también se pueden aplicar si el diseño del muestreo es MAS o MS y el mapa se utiliza para definir los estratos (como se identificó más arriba, este método se suele denominar como posestratificación para distinguir

la utilización de los estratos para estimar su uso en la implementación del diseño de muestreo).

Recuadro 33: Método asistido por modelos para evaluar la exactitud y estimar la superficie

Datos y diseño del muestreo

En el ejemplo 2, una región de 100 000 km² de un país tropical se dividió en bloques de 20x20 km, con cada bloque subdividido en segmentos de 2x2 km. Se elaboró una clasificación de tierras forestales y no forestales de 30x30 m de toda la región para los años 1990, 2000, y 2010 utilizando imágenes del Landsat y un algoritmo de clasificación sin supervisión.

Para cada intervalo de tiempo, los datos cartográficos para el segmento i^{th} constaban de la proporción de píxeles, \hat{y}_i , cuya clasificación cambió de tierras forestales a tierras no forestales. Los datos de referencia de cada año se adquirieron mediante la selección aleatoria de un segmento dentro de cada bloque y de la interpretación visual de cada píxel dentro del segmento como tierras forestales y no forestales utilizando datos del Landsat, fotografías aéreas y otros datos espaciales. Aunque los datos cartográficos y los de referencia se basaron en imágenes del Landsat, se consideró que los datos de referencia eran de mejor calidad gracias a la participación de intérpretes expertos con acceso a información adicional. La muestra de segmentos estaba representada por S , y para cada intervalo de tiempo, los datos de referencia para el segmento i^{th} constaban de la proporción de píxeles, y_i , cuya interpretación visual cambió de tierras forestales a no forestales. Los puntos de decisión son los mismos del Ejemplo 1, pero dado que el mapa muestra los cambios en la forma de proporciones de categorías cartográficas (las cuales varían continuamente), un estimador de regresión generalizada asistido por modelos (GREG) es más adecuado que el estimador estratificado utilizado en el Ejemplo 1.

Estimación

Para cada intervalo de tiempo, coherente con la notación utilizada en la **Ecuación 38** y la **Ecuación 39**, la estimación basada en el mapa de la proporción de la superficie deforestada era,

Ecuación 25

$$\hat{\mu}_{map} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \hat{y}_i$$

donde $N = 25000$ era el número total de segmentos de la superficie de estudio. No obstante, las estimaciones del mapa están sujetas a errores de clasificación que introducen sesgos al

procedimiento de estimación. Una expresión de ajuste para compensar este sesgo es,

Ecuación 26

$$\widehat{Bias}(\hat{\mu}_{map}) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)$$

donde $n = 250$ es el número de segmentos de la muestra. La estimación ajustada (GREG) equivale a la estimación del mapa, menos el término de ajuste,

Ecuación 27

$$\hat{\mu}_{GREG} = \hat{\mu}_{map} - \widehat{Bias}(\hat{\mu}_{map}) = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \hat{y}_i - \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i y_i)$$

El error estándar(SE) de $\hat{\mu}_{GREG}$ es,

Ecuación 28

$$SE(\hat{\mu}_{GREG}) = \sqrt{\widehat{V}(\hat{\mu}_{GREG})} = \sqrt{\left(\frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i - \bar{\varepsilon}\right)^2}$$

donde $\varepsilon_i = \hat{y}_i - y_i$ y $\bar{\varepsilon} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i$.

Este estimador se basa en la hipótesis que se utiliza un diseño de MAS. Para un diseño de MS, las varianzas y los errores estándar pueden ser objeto de estimación excesiva, generando estimaciones prudentes de los intervalos de confianza. Las estimaciones de la superficie deforestada para cada intervalo de tiempo se muestran en la **Tabla 18**. En la literatura sobre estadística, estos estimadores se describen como los estimadores GREG asistidos por modelos, aunque se pueden utilizar otras técnicas de predicción distintas a la regresión y el modelo puede estar implícito (Särndal *et al.*, 1992; Sección 6.5).

Tabla 18: Estimaciones de la superficie, errores estándar y límites superiores e inferiores del intervalo de confianza de 95%

Intervalo	$\hat{\mu}_{GREG}$ [proportion]	SE($\hat{\mu}_{GREG}$) [proportion]	$\hat{\mu}_{GREG}$ [ha]	Intervalo de confianza inferior al 95% [ha]	Intervalo de confianza inferior al 95% [ha]
1990-2000	0,0033	0,0012	33-000	9-480	56-520
2000-2010	0,0011	0,0012	11-000	0 ^a	34-520
1990-2010	0,0044	0,0016	44-000	12-640	75-360

a. Debido a que el límite inferior era negativo, se reajustó a 0.

Recuadro 34: Mitigación del impacto de los errores de omisión

El siguiente texto se basa en Olofsson *et al.* (2020). Los países han informado que la presencia de determinados tipos de errores en mapas derivados de datos de teledetección y utilizados para estratificar las superficies de estudio ha dado lugar a grandes incertidumbres y grandes diferencias entre las superficies cartografiadas y las estimadas. Los errores son observaciones de referencia de actividades, típicamente deforestación o pérdida de bosques, en grandes estratos como tierras forestales estables. Estos errores se denominan errores de omisión porque representan omisiones de actividades de interés en el mapa.

La razón por la que las omisiones tienden a representar una superficie extensa, incluso si el número de errores es pequeño, se explica mejor por la **Ecuación 16**, que convierte el número de unidades de muestra observadas como clase j en el estrato h a una proporción de superficie estimada. Un error de omisión típico sería la observación de la deforestación en el estrato forestal; Si el estrato forestal cubre el 80 por ciento del área de estudio ($W_{\text{forest}} = 0.8$), y se seleccionó una muestra de 400 unidades en el estrato forestal, un error de omisión único representaría un área estimada de $0.8 \div 400 = 0.002$ or 0.2 percent del área de estudio. Al aplicar un estimador estratificado (**Ecuación 20**), esta superficie de deforestación omitida se agregaría a la superficie correctamente cartografiada, mientras que se excluiría la superficie de deforestación comprometida. A menos que el error de comisión de la deforestación sea igual o mayor que la omisión, la superficie estimada de deforestación sería mayor que la de deforestación cartografiada. Es importante notar en tales casos que la superficie estimada no es incorrecta, incluso si es muy diferente de la cartografiada; téngase en cuenta que todos los mapas tienen errores y que el uso de un estimador libre de sesgos se adapta a los efectos de los errores de clasificación de los mapas. Más problemático es ese impacto en la amplitud de los intervalos de confianza para las estimaciones. Al observar el estimador de varianza estratificado (**Ecuación 23**), podemos concluir que la varianza de la estimación de deforestación depende principalmente del tamaño de la muestra y el peso del estrato forestal.

Por lo tanto, se puede mitigar el impacto del error de omisión aumentando el tamaño de la muestra en el estrato forestal y/o disminuyendo el peso del estrato forestal. El primer enfoque sugiere que es preferible una asignación de la muestra a los estratos que sea proporcional al tamaño de los estratos si el objetivo es estimar el área de datos de la actividad. El uso de un diseño no estratificado como el MAS o el MS lograría lo mismo. El problema de no usar estratos, o de asignar proporcionalmente al tamaño de los estratos, es que se requerirá un tamaño de muestra muy grande si las áreas de datos de la actividad son pequeñas. Por ejemplo, si el estrato de deforestación es 0,5% y el tamaño de muestra deseado en el estrato de deforestación es 30, se requeriría un tamaño de muestra de 60 000 unidades bajo MAS o MS con asignación proporcional ($30/0.005 = 60000$). Tales tamaños de muestra grandes son a menudo prohibitivamente caros.

Una solución más atractiva es intentar disminuir el tamaño del estrato en el que ocurren los errores. Tal solución sugiere que cualquier información sobre dónde es probable que se produzcan errores debería incorporarse a la estratificación. Por ejemplo, si vastas superficies de bosque fueran inaccesibles debido al terreno, la legislación, etc., y las áreas boscosas en las proximidades de la agricultura y los asentamientos fueran tratadas como estratos diferentes en lugar de solo como bosques, es probable que el impacto de los errores sea menor. Siguiendo este razonamiento, una idea que se ha explorado en la literatura (p.ej., Arévalo *et al.*, 2020) es el uso de estratos de amortiguamiento. Un estrato de amortiguamiento se define típicamente como los píxeles cartografiados como bosque junto a las actividades cartografiadas, donde se supone que es más probable que ocurra un error de omisión. Dado

que el estrato de amortiguamiento es considerablemente más pequeño que el resto del estrato forestal, los errores en el estrato de amortiguamiento tendrían un impacto mucho menor en las estimaciones.

4.2.3.1 Estimadores a utilizar con diseños de muestreo aleatorio simple y sistemático

El enfoque más sencillo para estimar los componentes necesarios para elaborar un intervalo de confianza es utilizar los estimadores conocidos como de muestreo aleatorio simple (MAS) de la media, $\hat{\mu}_{SRS}$, (también llamados estimadores de expansión simple, pero referidos aquí como estimadores de MAS) y la varianza de la estimación de la media, $\widehat{V}(\hat{\mu}_{SRS})$,

Ecuación 29

$$\hat{\mu}_{SRS} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$$

y

Ecuación 30

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_{SRS}) = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{\mu}_{SRS})^2}{n(n-1)}$$

donde i indexa el n número de unidades de muestra de referencia e y_i es una observación de la muestra de referencia. Las principales ventajas de los estimadores de MAS es que son intuitivos, simples, y libres de sesgos cuando son utilizados con un diseño de MAS; la desventaja es que las varianzas son frecuentemente altas, en particular para muestras pequeñas y poblaciones altamente variables.

4.2.3.2 Estimadores a utilizar con diseños de muestreo estratificado

Cuando las intensidades del muestreo dentro de los estratos (en los mapas de clases de la actividad) son diferentes, se deben utilizar estimadores de muestreo estratificado (ME). El fundamento de la estimación estratificada es asignar unidades de población a grupos o estratos, calcular las medias y varianzas de las parcelas de muestreo en los estratos, y luego calcular las estimaciones de población como promedios ponderados de las estimaciones en los estratos cuando las ponderaciones son proporcionales a los tamaños de los estratos. La estimación estratificada requiere el cumplimiento de dos tareas: i) calcular las ponderaciones de los estratos como las proporciones relativas de la superficie de la población correspondiente a los estratos; ii) asignar cada unidad de muestra a un único estrato. Cuando los mapas sirven como base para los estratos, la primera tarea se logra calculando las ponderaciones de los estratos como proporciones de las unidades cartográficas asignadas a los estratos. La segunda tarea se cumple mediante la asignación de unidades de muestra a los estratos en base a las asignaciones de los estratos de las unidades cartográficas que contienen el centro de la ubicación de la observación de referencia. Los estimadores estratificados para uso general, y no solo para estimar los datos de actividad, se describen en la **Sección 3.2.1**. Los estimadores de ME de la media, $\hat{\mu}_{STR}$,

y la varianza de la estimación de la media, $\widehat{V}(\widehat{\mu}_{STR})$, están provistos por Cochran (1977) como,

Ecuación 31

$$\widehat{\mu}_{STR} = \sum_{h=1}^H W_h \widehat{\mu}_h$$

y

Ecuación 32

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_{STR}) = \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n_h}$$

donde:

Ecuación 33

$$\widehat{\mu}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi}$$

y

Ecuación 34

$$\widehat{\sigma}_h^2 = \frac{1}{n_h - 1} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \widehat{\mu}_h)^2$$

$h = 1, \dots, H$ denota el estrato; y_{hi} es la i^{th} observación de la muestra en el estrato h^{th} ; w_h es la ponderación del estrato h^{th} ; n_h es el número de parcelas asignadas al estrato h^{th} ; y $\widehat{\mu}_h$ y $\widehat{\sigma}_h^2$ son las estimaciones de la muestra de las medias y varianzas en el estrato, respectivamente.

Los estimadores de ME también se pueden utilizar con datos adquiridos mediante diseños de MAS o de MS. Por ejemplo, los programas para el monitoreo de grandes superficies utilizan a menudo parcelas permanentes cuyas ubicaciones se basan en cuadrículas sistemáticas o mosaicos y emplean intensidades de muestreo que son constantes sobre superficies geográficas extensas. Este es el caso en varios países tropicales, incluidos México y Zambia, donde se han seleccionado muestras muy grandes ($n > 10\,000$) utilizando un diseño de MS, y las condiciones de referencia en los lugares de muestreo se han observado en datos de alta resolución y en series temporales de datos Landsat (Oswaldo Carrillo y Abel-Mizu Siampale, Comunicación personal). En tales casos, aunque el MS no es posible, aún se puede lograr una mayor precisión mediante el uso de la estimación estratificada posterior al muestreo, una técnica caracterizada como estratificación posmuestreo o simplemente *posestratificación* (PSTR) Cochran, 1977, p. 135). Con la PSTR, el mismo estimador, **la ecuación 31**, se utiliza para la media, pero el estimador de la varianza incluye una modificación (Cochran, 1977; p. 135); de acuerdo con (Lohr, 2009, 4.22) si se conoce W_h y « n_h es razonablemente grande ($> \approx 30$)» o «razonablemente grande, digamos, > 20 en cada estrato» (Cochran, 1977; p. 134). El

estimador de varianza es

Ecuación 35

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_{PSTR}) \approx \sum_{h=1}^H W_h \frac{s_h^2}{n}$$

Para proporciones (Cochran, 1977, Eq. 3.5), la varianza del estrato h se puede expresar como

Ecuación 36

$$s_h^2 = \frac{n_h}{n_h - 1} p_h (1 - p_h)$$

En una matriz de error tradicional, $p_h = n_{hi}/n_h$ donde n_{hi} es el cómputo de la muestra de la clase de referencia i en el estrato h . La combinación de la aproximación de la varianza de Lohr y la expresión de Cochran para la varianza del estrato da un estimador de varianza posestratificado expresado utilizando los elementos de una matriz de error:

Ecuación 37

$$\widehat{V}(\mu_{PSTR}) \approx \sum_{h=1}^H W_h \frac{s_h^2}{n} = \frac{1}{n} \sum_{h=1}^H W_h \frac{n_h p_h (1 - p_h)}{n_h - 1} = \frac{1}{n} \sum_{h=1}^H W_h \frac{n_{hi} (1 - \frac{n_{hi}}{n_h})}{n_h - 1}$$

4.2.3.3 -Estimadores a utilizar con diseños asistidos por modelos

El fundamento de los estimadores asistidos por modelos es que la relación entre una variable de interés, como la proporción de uso de la tierra o la clase de cambio de uso de la tierra (Sannier *et al.*, 2014), y las variables del predictor, como las clases de mapas o las intensidades espectrales, pueden utilizarse para predecir la variable de interés para cada unidad cartográfica. La estimación obtenida agregando o promediando todas las predicciones de la unidad cartográfica (píxel), se corrige para eliminar el sesgo en la estimación resultante del error de predicción sistemático a través de la comparación entre los datos de referencia y los cartográficos. Debido a que la relación a menudo se estima utilizando un modelo de regresión, el estimador se denomina estimador de regresión generalizada (GREG) asistida por modelos. Sin embargo, los estimadores se pueden utilizar con una amplia gama de métodos para elaborar las predicciones cartográficas, que no necesariamente involucran regresión (Sannier *et al.*, 2014). Los estimadores de regresión generalizada asistidos por modelos están provistos por Särndal

et al. 1992 (véase la Sección 6.5) como,

Ecuación 38

$$\widehat{\mu}_{GREG} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \widehat{y}_i - \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\widehat{y}_i - y_i)$$

y,

Ecuación 39

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_{GREG}) = \frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n (\varepsilon_i - \bar{\varepsilon})^2$$

donde N es el número de unidades cartográficas, n es el tamaño de muestra de la referencia establecida, y_i es la observación de la i^{th} unidad de la muestra de la referencia establecida, \widehat{y}_i es la clase del mapa, $\varepsilon_i = \widehat{y}_i - y_i$, y $\bar{\varepsilon} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i$. El primer término de la **ecuación 38**, $\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \widehat{y}_i$, es simplemente la media de las predicciones de la unidad cartográfica \widehat{y}_i , para el área de interés, y el segundo término, $\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \widehat{y}_i - y_i$, es una estimación del sesgo calculado sobre las unidades de muestra del conjunto de referencia y compensa los errores de clasificación sistemáticos. La ventaja principal de los estimadores GREG es que sacan provecho de la relación entre las observaciones de referencia y sus predicciones cartográficas correspondientes para reducir la varianza de la estimación de la media de la población.

Para observaciones de referencia continuas tales como la proporción de bosque, los estimadores GREG habitualmente generan una precisión levemente mayor que los estimadores de ME. No obstante, cuando los datos cartográficos y de referencia representan la misma clase de variable categórica (como clases de la actividad), los estimadores de ME generan una precisión levemente mayor que los estimadores GREG (McRoberts *et al.*, 2016a). Los estimadores asistidos por modelos para uso general, y no solo para estimar los datos de actividad, se describen en la **Sección 3.2.1**.

4.3 Métodos para estimar las variaciones en los reservorios de carbono

Esta sección aborda los métodos para estimar las variaciones en los reservorios de carbono y aborda la inferencia basada en modelos y basada en el diseño. En algunos casos, se utiliza la modelización para establecer modelos alométricos o modelos más complejos del Nivel 3. La sección también se refiere a los parámetros de los modelos pertinentes a aquellos casos en que son utilizados para la estimación de las emisiones y las absorciones, pero que no son parte de la estimación de los datos de la actividad. Estos parámetros pueden ser considerados como factores de emisiones o absorciones en un sentido más general, aunque las ecuaciones que los utilizan pueden ser más complicadas que un simple producto de datos de la actividad x factores de emisión.

4.3.1 Biomasa aérea y subterránea

Las emisiones y absorciones relativas a las actividades de REDD+ provienen de las variaciones de las existencias de carbono. En la mayoría de los casos, es probable que los reservorios de biomasa aérea y subterránea sean **reservorios de carbono clave** y se requieren métodos para estimar las variaciones

de las existencias de carbono en la biomasa.

Los métodos para calcular las emisiones y absorciones derivadas de cada actividad de REDD+ descritos en la **Sección 2.5** requieren factores de emisiones/absorciones relativas a las estimaciones de la densidad de carbono en la biomasa y la variación de la densidad de carbono dentro de los estratos forestales notificados. Por ejemplo, los **métodos de ganancias-pérdidas** requieren lo siguiente:

- ▶ densidades de carbono en la biomasa de bosques primarios, bosques naturales modificados, y bosques plantados, subestratificados, según proceda, por tipo de bosque y régimen de gestión o probabilidad de alteración;⁽¹⁴⁷⁾
- ▶ tasas anuales de variación de la densidad de carbono en la biomasa en bosque natural modificado, subestratificado, según proceda, por tipo de bosque y régimen de gestión o probabilidad de alteración;
- ▶ densidad media de carbono de la biomasa a largo plazo y las tasas de cambio correspondientes en los bosques plantados subestratificados según lo requiera el tipo de bosque y el régimen de gestión o la probabilidad de perturbación.

Cuando existan una o más rondas del INF, las densidades de biomasa (viñeta 1) se pueden calcular de acuerdo con los métodos descritos en la **Sección 4.3.1.1**. Se requieren dos rondas o más de datos del INF para estimar las tasas anuales de cambio en la densidad de biomasa en bosques perturbados (viñeta 2)⁽¹⁴⁸⁾ y densidad de carbono promedio a largo plazo en bosques plantados (viñeta 3). En ausencia de medidas repetidas de datos del INF, las series de datos auxiliares nacionales (**Sección 3.2.2** y **Sección 3.2.3**) combinadas apropiadamente con la **modelización en el Nivel 3**, pueden mejorar las estimaciones más allá de lo que es posible con la aplicación de métodos de Nivel (IPCC, 2019).

4.3.1.1 Modelos alométricos para estimar la biomasa

El volumen de la biomasa aérea y del carbono de la vegetación leñosa no se miden directamente en el campo sino que, en general, se predicen utilizando modelos alométricos a nivel de árbol, con una o más variables explicativas fáciles de medir, como especie, diámetro a la altura del pecho y altura.

Los modelos utilizados para predecir la biomasa aérea generalmente se desarrollan antes o independientemente del proceso de selección de la muestra de árboles a los que se aplican los modelos. A menudo, estos modelos se seleccionan de la literatura, como los documentados en la base de datos **GlobAllomeTree**. Modelos construidos por zona macroecológica mundial o regional, como la regresión de biomasa pantropical de Cifuentes Jara *et al.* 2015 o el modelo de la Cuenca del Congo Fayolle *et al.* 2018 también se utilizan ampliamente, a nivel nacional y subnacional. Sin embargo, para que la predicción del modelo sea precisa, es necesario que las especificaciones del modelo sean correctas y que los datos de la muestra a partir de los cuales se desarrolla el modelo sean muy similares a la población a la que se aplica el modelo. Si no se cumplen estas hipótesis, es probable que las predicciones del modelo sean inexactas y que los errores resultantes se propaguen a lo largo de todo el proceso de estimación. En tales casos, se puede preferir una estimación de Nivel 1 basada en factores por defecto a una estimación obtenida mediante un modelo alométrico impreciso. En este sentido, el **Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** establece que una buena práctica consiste en elegir el método con la mayor precisión y proporciona un árbol de decisiones genérico para la

⁽¹⁴⁷⁾ La estratificación en bosque primario, bosque natural modificado y bosque plantado es consistente con la Evaluación de los recursos forestales mundiales de la FAO. Los países pueden utilizar otra estratificación de acuerdo con las circunstancias nacionales (p.ej., si hay una estratificación nacional establecida), o si el uso de una estratificación alternativa reduce el número de substratos necesarios.

⁽¹⁴⁸⁾ Véanse ejemplos sobre cómo generar factores de emisiones para bosques manejados en la **Sección 4.3**.

selección de un modelo alométrico apropiado para predecir el volumen, la biomasa o las existencias de carbono a nivel de árbol. El **Capítulo 4, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** también proporciona valores predeterminados actualizados de las existencias de biomasa aérea y el crecimiento en bosques naturales, tanto primarios como secundarios, y plantaciones forestales para las principales zonas ecológicas del mundo.

La medición de la biomasa subterránea es un ejercicio más complicado y consume más recursos en comparación con la biomasa aérea. Los métodos de Nivel 1 para estimar el crecimiento y las existencias de la biomasa subterránea implican el uso de la relación entre la biomasa subterránea y la aérea. El **Capítulo 4, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** proporciona valores actualizados de la relación entre la biomasa subterránea y la aérea para plantaciones y bosques naturales para las principales zonas ecológicas del mundo. Debido a los limitados datos disponibles sobre la biomasa de las raíces, el desarrollo de modelos alométricos para la biomasa de los suelos de tierra belowground ha supuesto generalmente el desarrollo de relaciones genéricas más que específicas del sitio y de las especies (Barton and Montagu, 2006; Mokany *et al.*, 2006; Ouimet *et al.*, 2008; Peichl and Arain, 2007; Xiang *et al.*, 2011; Paul *et al.*, 2013; Reich *et al.*, 2014). Un primer análisis de los patrones globales de variación en la relación raíz-vástago de árboles específicos es proporcionado por Ledo *et al.* (2018).

Es probable que la vegetación leñosa no perenne sea el principal reservorio de carbono aéreo y subterráneo en usos de la tierra distintos del uso forestal. Los coeficientes por defecto actualizados para la biomasa aérea y subterránea en sistemas agroforestales y sistemas de cultivos perennes se proporcionan en el **Capítulo 5 del Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019**. El **Capítulo 8, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** también proporciona valores predeterminados actualizados para la acumulación de carbono en los árboles y la tasa de crecimiento de la cobertura de copas en árboles urbanos.

Recuadro 35: Dominio apropiado de los modelos alométricos genéricos

Estudios recientes en el monte claro (Williams *et al.*, 2005), bosques de eucaliptos (Montagu *et al.*, 2005) y plantaciones de especies mixtas (Paul *et al.*, 2013) o en múltiples ecorregiones de Australia (Paul *et al.*, 2016) han demostrado que, si bien se han encontrado diferencias significativas entre especies en un mismo emplazamiento, el grado de variación de estos factores era reducido y, por lo tanto, adecuado para la aplicación de modelos alométricos genéricos que, aunque sean menos exactos, ofrecen un grado de certeza mucho mayor. Varios autores han propuesto la aplicación a gran escala de estos modelos alométricos genéricos para una serie de especies de árboles o arbustos (p.ej., Pastor *et al.*, 1984 (noreste de Estados Unidos); Zianis and Mencuccini, 2004 (norte de Grecia); Jenkins *et al.*, 2003 (Estados Unidos); Williams *et al.*, 2005 (norte de Australia); Montagu *et al.*, 2005 (Australia del este); Muukkonen, 2007 (Europa); Dietze *et al.*, 2008 (sudeste de Estados Unidos); Basuki *et al.*, 2009 (Indonesia); Xiang *et al.*, 2011 (China); Vieilledent *et al.*, 2016 (Madagascar); Kuyah *et al.*, 2012 (Kenya); Schepaschenko *et al.*, 2018 (Federación de Rusia); Fayolle *et al.*, 2018 (Cuenca del Congo)). Se debe tener mucha precaución cuando se utilizan modelos alométricos genéricos fuera de su dominio apropiado, y estos modelos deben validarse con estudios locales, ya sean destructivos (Fayolle *et al.*, 2018) o no destructivos (Momo Takoudjou *et al.*, 2018). Por esta razón, debe aplicarse con cautela la alometría generalizada que ha implicado el uso de series de datos regionales o pancontinentales de mayor tamaño (Brown *et al.*, 1989; Brown, 1997; Chave *et al.*, 2005; Chave *et al.*, 2014; Zapata-Cuartas *et al.*, 2012; Fayolle *et al.*, 2018). Es deseable la verificación a escala fina de estas alometrías generalizadas pancontinentales, pero debe basarse en grandes series de datos (Fayolle *et al.*, 2018). Para evitar errores y sesgos graves, el modelo alométrico no debe aplicarse a árboles (u otra vegetación) fuera del rango

de diámetro de las muestras utilizadas para construir el modelo alométrico. Estudios recientes también han comenzado a investigar si los parámetros del modelo alométrico pantropical son independientes del tamaño del árbol (Picard *et al.*, 2015, Peloton *et al.*, 2016), como se presume implícitamente en la mayoría de los modelos, sin embargo, parece que se necesitan más investigaciones y datos antes de llegar a una conclusión (Burt *et al.*, 2020).

Recuadro 36: Categorización de los modelos alométricos genéricos (especies vs. hábito de crecimiento)

Hay claras evidencias de que la alometría de la biomasa aérea de los arbustos es muy diferente de la de los árboles (Keith *et al.*, 2000; Bi *et al.*, 2004; Paul *et al.*, 2013). Las diferencias alométricas son menos significativas dentro de estas categorías de hábito de crecimiento. Recientemente, Paul *et al.* (2016) que la predicción rentable de la biomasa en una amplia gama de rodales en Australia es posible utilizando modelos alométricos genéricos basados en solo cinco tipos funcionales de plantas. Además de la fauna y la flora, el clima también es un factor importante que influye en los modelos alométricos para estimar la biomasa aérea. Las precipitaciones medias anuales pueden ser un factor importante (Brown *et al.*, 1989; Sternberg and Shoshany, 2001; Drake *et al.*, 2003; Chave *et al.*, 2005; DeWalt and Chave, 2004). En los bosques tropicales, las lianas también pueden constituir una reserva de carbono nada despreciable. Los métodos para medir y estimar la biomasa de lianas se proporcionan en Schnitzer *et al.*, 2006.

Evaluación del dominio de validez de modelos alométrico a nivel de árbol

La estimación de los factores de emisiones para la biomasa aérea y subterránea, utilizando modelos alométricos a nivel de árbol, en general implica el uso de dos muestras:

1. La muestra de árboles utilizada para construir el modelo, a veces también conocida como serie de datos de calibración, como en McRoberts *et al.* (2016a); y
2. La muestra de árboles a la que se aplica el modelo (a veces también denominada serie de datos de estimación, *ibid.*).

La relación entre estas dos muestras ayuda a fundamentar las decisiones sobre la idoneidad del modelo. Lo ideal sería poder seleccionar ambas muestras de la misma población. En algunos casos, la muestra de calibración es en realidad un subconjunto de la muestra a la que se aplica el modelo. Si es así, y si se utiliza un diseño de muestreo adecuado, puede ser posible demostrar que las predicciones del modelo son precisas. En cualquier caso, cuando se usa un modelo alométrico con incertidumbres de predicción de un cierto impacto, las inferencias de superficies grandes deben basarse en estimadores basados en modelos, y la validez de las inferencias depende en gran medida del grado en que la población se ajusta al modelo asumido como hipótesis. Si no se dispone de una comparación directa entre las observaciones de la biomasa en los árboles de la serie de datos de la estimación y las predicciones del modelo, es difícil evaluar la validez de esta hipótesis. El Perfeccionamiento de 2019 identifica un conjunto de criterios para evaluar la validez del modelo (**Figura 2.2a en el Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019**). Esto implica un análisis exhaustivo de los metadatos asociados con el modelo, incluida información sobre la población de muestra para desarrollar el modelo (p.ej., ubicación geográfica, condiciones ecoclimáticas, componentes vegetativos de las plantas, características funcionales de las especies) y de la muestra misma (p.ej., metodología para la selección de la muestra, tamaño de la muestra, rango de tamaño de los árboles de la muestra, etc.). Puede que valga la pena señalar que parte de esta información es cuantitativa, como el tamaño de la muestra y el rango de tamaño de los árboles, aunque parte no lo es. Contrastar esta información con la información relacionada con la población de la que se selecciona la muestra de estimación permite evaluar si un modelo es adecuado; cuanto más similares sean las dos poblaciones, más imparcial será la inferencia.

Un requisito previo obvio y fundamental para llevar a cabo este análisis es que los desarrolladores del modelo deben proporcionar la información para la serie de datos de calibración. Sin embargo, el alcance de la documentación de los modelos de biomasa disponibles en la literatura varía mucho. Estudios recientes sobre modelos de biomasa para los trópicos han demostrado que la documentación es escasa en casi la mitad de los modelos publicados (Birigazzi *et al.*, 2015). Los modelos disponibles en la bibliografía tampoco suelen proporcionar información esencial, como el tamaño de la muestra utilizada para desarrollar el modelo o las principales estadísticas necesarias para estimar la incertidumbre de la predicción del modelo. Sin embargo, existen métodos para estimar la incertidumbre de la predicción en ausencia de la matriz de covarianza, basados en el coeficiente de determinación del modelo y el tamaño de la muestra (Magnussen and Carillo Negrete, 2015) o mediante simulación de pseudodatos (Wayson *et al.*, 2015). Las directrices para documentar y reportar modelos alométricos de árboles se proporcionan en Chave *et al.* (2014).

Solución de discrepancias entre dominios de validez

Si el dominio de validez del modelo no coincide con la población a la que este se pretende aplicar, el Perfeccionamiento de 2019 sugiere verificar la posibilidad de adquirir nuevos datos para resolver

esta discrepancia (**Figura 2.2a en el Capítulo 2 , Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019**).

Esto podría implicar realizar una nueva campaña de adquisición de mediciones de biomasa/volumen, aumentando así el tamaño de la muestra utilizada para desarrollar el modelo y aumentando el grado en que el modelo representa la población a la que será aplicado. El **Recuadro 2.0c en el Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019) también describe tecnologías en evolución, como el escaneo láser terrestre, que proporciona mediciones no destructivas y muy detalladas, independientes del tamaño y la forma de un árbol que, de otro modo, solo están disponibles mediante métodos destructivos. Los datos de muchos árboles pueden adquirirse de manera eficiente y en su mayoría pueden ser suficientes para desarrollar nuevos modelos alométricos o probar la utilidad de los existentes para los inventarios nacionales de GEI.

Evaluación y comparación de la precisión del modelo

Las predicciones de modelos alométricos no son observaciones, sino más bien predicciones con incertidumbre asociada. Si se ignora esta incertidumbre durante el proceso de estimación, la varianza de la media estimada de la población estará necesariamente subestimada. Para incorporar la incertidumbre de la predicción del modelo alométrico en la biomasa de la población, se utiliza una forma de inferencia conocida como híbrida, en lugar de la inferencia basada en el diseño. Sin embargo, trabajos recientes sobre estimación de volumen y biomasa en bosques (McRoberts *et al.*, 2014, McRoberts *et al.*, 2016a; McRoberts and Westfall, 2016), han demostrado que la contribución de la incertidumbre de la predicción del modelo al error total es insignificante cuando se cumplen tres condiciones:

1. La muestra utilizada para construir el modelo es de la misma población a la que se aplica el modelo.
2. La muestra de construcción del modelo está por el orden de 100 observaciones por cada especie o grupo de especies.
3. El coeficiente R² del ajuste del modelo está por el orden de 0,95.

Estos criterios se pueden utilizar para evaluar y comparar la idoneidad de los modelos alométricos a nivel de árbol para que sirvan de base para la inferencia sobre los parámetros de la población, en el contexto de estudios de grandes superficies. Si no se cumplen estos criterios, es probable que la contribución de la incertidumbre de la predicción del modelo al error total no sea insignificante. Es probable que estos criterios se cumplan más fácilmente en países que tienen una diversidad de especies de árboles relativamente baja, como en los climas templados. En los trópicos, estos criterios pueden cumplirse mediante el uso de una combinación eficiente de agrupación de especies, con la finalidad de reducir el R² del modelo, y adquirir nuevas mediciones de biomasa/volumen destinadas a aumentar el tamaño de la muestra del modelo.

El árbol de decisiones en la **Figura 2.2a en el Capítulo 2 , Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** requiere también evaluar si el uso de un modelo alométrico proporciona estimaciones de emisiones más precisas en comparación con los métodos de Nivel 1 basados en factores por defecto. Si se dispone de datos de densidad de biomasa de mayor calidad para la población a la que se debe aplicar el modelo, es posible compararlos con las densidades de biomasa pronosticadas mediante el modelo alométrico y, por otro lado, con los factores por defecto proporcionados por el Perfeccionamiento de 2019. Si los factores predeterminados proporcionados por el Perfeccionamiento de 2019 demuestran ser más precisos, se recomienda descartar el modelo alométrico y usar los factores predeterminados en su lugar, o considerar un modelo alométrico diferente, en su caso.

Siempre que sea posible, los modelos alométricos deberían contrastarse con las mediciones directas de la biomasa aérea y subterránea de toda la región de interés. Entre otros ejemplos se incluyen: bosques

de frondosas del norte de New Hampshire (Estados Unidos) (Arthur *et al.*, 2001), especies mixtas que se encuentran en el desierto de Sonora Búrquez and Martínez-Yrizar, 2011), rodales puros de álamos o abetos de Noruega (Pérez-Cruzado *et al.*, 2015) y plantaciones de especies mixtas en Australia (Paul *et al.*, 2013). En Guyana se utilizó una serie de datos independientes de mediciones no destructivas del tamaño de los árboles obtenidos mediante escaneo láser terrestre para evaluar si y qué modelo de Chave era el más adecuado para el inventario nacional de GEI (Lau *et al.*, 2019).

Se debe prestar especial atención al usar modelos desarrollados después de transformaciones logarítmicas de las variables de respuesta y del predictor. Las transformaciones doblemente logarítmicas se utilizan comúnmente en el desarrollo de modelos alométricos de biomasa a nivel de árbol porque facilitan la estimación de los parámetros al permitir que el modelo se exprese en forma lineal y eliminando la heterocedasticidad. Sin embargo, al calcular las predicciones, es necesario compensar el sesgo que se acumula al volver a transformar las variables a la escala original (Baskerville, 1972).

4.3.1.2 Uso de mapas de biomasa y datos de teledetección para respaldar la estimación de emisiones y absorciones

Los mapas de densidad de biomasa son predicciones continuas de la biomasa para árboles y plantas leñosas. Estos mapas suelen representar la biomasa aérea a partir de la cual también se puede predecir la biomasa subterránea utilizando modelos alométricos. Hasta la fecha, se han publicado varios mapas de densidad de biomasa a nivel mundial y están disponibles (por ejemplo, Baccini *et al.*, 2012; Saatchi *et al.*, 2011; Avitabile *et al.*, 2016). Además, ahora está disponible un mapa de cambio de biomasa (Santoro and Cartus, 2019), y se esperan mapas globales de densidad de biomasa en múltiples puntos en el tiempo utilizando datos recolectados con sensores remotos espaciales (Herold *et al.*, 2019). A pesar del enfoque en la cartografía mundial de la biomasa existente, la siguiente orientación también es aplicable cuando los mapas generados a partir de datos de teledetección se elaboran a nivel local para aplicaciones específicas.

Las características y la utilidad de los mapas de biomasa dependen de varios factores, entre otros:

- ▶ El grado hasta el cual las definiciones de bosque y biomasa utilizadas para elaborar un mapa concuerdan con las definiciones utilizadas para el inventario nacional de GEI.
- ▶ La disponibilidad y confiabilidad de los datos de campo relacionados con la biomasa, necesarios para elaborar y validar el mapa de densidad de biomasa.
- ▶ El grado hasta el cual las definiciones de bosque y biomasa utilizadas para elaborar un mapa concuerdan con las definiciones utilizadas para el inventario nacional de GEI.
- ▶ La disponibilidad y confiabilidad de los datos de campo relacionados con la biomasa, necesarios para elaborar y validar el mapa de densidad de biomasa.
- ▶ La disponibilidad y el acceso a datos espaciales y los atributos de esos datos, incluidas la resolución espacial, la cobertura temporal y la sensibilidad a la densidad de la biomasa, en particular en grandes superficies de biomasa donde los sensores ópticos y de radar a menudo se saturan.
- ▶ Métodos para la elaboración de mapas, que pueden ir desde la simple interpolación de estimaciones de biomasa de campo usando covariables espaciales hasta técnicas de modelización y predicción usando combinaciones de datos terrestres y espaciales.
- ▶ El grado en que los autores de mapas proporcionan información sobre la incertidumbre o los metadatos necesaria para estimar la incertidumbre y la forma en que se utiliza la información

sobre la incertidumbre para evaluar el sesgo y la precisión de los estimadores de biomasa de grandes superficies.

- ▶ Una perspectiva a largo plazo que incluye el establecimiento de un protocolo de datos para garantizar la disponibilidad de datos en el futuro y su comparabilidad entre escalas temporales.

La estimación de emisiones, absorciones y factores de emisiones y absorciones se basa en la estimación de las proporciones de estimaciones de cambio de biomasa y el número de años intermedios. Los factores de emisiones y absorciones se estiman además por unidad de superficie para clases de la actividad específicas. Por lo tanto, un precursor de la estimación de emisiones, absorciones y factores de emisiones y absorciones, independientemente de cómo se utilicen los mapas, es la estimación de la biomasa o el cambio en la biomasa, que es el enfoque principal de esta sección. Con este fin, y teniendo presente la distinción entre datos de referencia y datos auxiliares (**Capítulo 3**), los mapas de biomasa y los datos de teledetección pueden respaldar y facilitar la estimación de la biomasa y el cambio de la biomasa de cuatro formas principales:

1. Como fuente de datos auxiliares para aumentar la precisión de las estimaciones de emisiones, absorciones y/o factores de emisiones y absorciones basadas en datos de referencia del terreno.
2. Como fuente de datos de referencia para estimar la biomasa o el cambio de biomasa directamente a partir de la densidad de biomasa y/o mapas de cambio de densidad.
3. Para facilitar la estimación de los factores de emisiones y absorciones combinando la densidad de biomasa y/o mapas de cambio de densidad con datos de la actividad.
4. Para localizar las estimaciones de emisiones y absorciones integrando la densidad de biomasa y/o mapas de cambio de densidad con otros datos espaciales y/o modelos de Nivel 3.

La siguiente orientación, en particular para los puntos 2–4, amplifica y complementa los principios descritos en el **Capítulo 2.3.1.3, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019). Si bien los ejemplos de países que ilustran la implementación operativa de la orientación para las cuatro formas son pocos o inexistentes, muchos otros estudios, como se cita a continuación, ilustran esos usos.

- ▶ **Uso de mapas como fuente de datos auxiliares** – los mapas de atributos forestales, no solo los mapas de densidad y cambio de densidad de la biomasa, se pueden utilizar como fuentes de datos auxiliares para aumentar la precisión de las estimaciones basadas en parcelas terrestres de la biomasa y el cambio de la biomasa. Si se dispone de una muestra probabilística, o se puede construir un facsímil razonable de un diseño probabilístico a partir de distintas fuentes de datos terrestres existentes (**Sección 4.1.1**), se pueden utilizar tanto los estimadores posestratificados basados en el diseño como los asistidos por modelos (**Sección 3.2.1**). Para el enfoque posestratificado, los valores del mapa se agregan en un pequeño número de clases contiguas que sirven como estratos. Para su uso con el estimador asistido por modelo, los valores del mapa sirven como predicciones (Næsset *et al.*, 2011, Næsset *et al.*, 2013; McRoberts *et al.*, 2018c; McRoberts *et al.*, 2019).

Cuando se utilizan mapas como datos auxiliares, el error y la incertidumbre sistemáticos del mapa no necesitan ser estimados o ajustados de ninguna manera, porque no se introduce sesgo en los estimadores y los efectos de la incertidumbre se incorporan automáticamente en las estimaciones de varianza basadas en el diseño.

Al estimar el cambio de densidad de la biomasa en lugar de solo la densidad de la biomasa, las aplicaciones son similares. Para los datos de referencia que consisten en observaciones multitemporales para una muestra probabilística de parcelas, se puede usar un mapa de cambio de densidad de la biomasa elaborado directamente o como la diferencia en dos mapas de densidad de la biomasa con los estimadores posestratificados y asistidos por modelos. Para los datos

de referencia que constan de dos conjuntos de observaciones, cada uno para una muestra de probabilidad diferente de parcelas, la densidad de la biomasa se estima para cada tiempo y el cambio de densidad se estima como la diferencia en las dos estimaciones de densidad de la biomasa.

- **Uso de mapas como fuente de datos de referencia** – en ausencia de datos terrestres, los mapas de biomasa mundial se pueden usar como fuentes de datos de referencia para estimar la biomasa. Sin embargo, debido a que los mapas consisten en conjuntos de predicciones de unidades cartográficas sujetas a incertidumbre, el cumplimiento de las directrices de buenas prácticas del IPCC requiere consideraciones especiales. En particular, el mapa debe validarse, si no en su totalidad, para una muestra de su dominio. La validación se realiza en forma de una prueba estadísticamente rigurosa de la hipótesis de que no hay diferencia entre la estimación global basada en mapas y la estimación basada en datos de referencia independientes. Se requieren cuatro estimaciones: i) la estimación basada en mapas globales; ii) el error estándar (EE) de la estimación basada en mapas globales; iii) la estimación de datos de referencia; iv) el EE de la estimación de datos de referencia. La estimación basada en mapas globales es simplemente la media o el total de todas las unidades cartográficas globales en el área de interés. El EE correspondiente se basa en tres componentes: i) las covarianzas entre los valores unitarios del mapa; ii) las diferencias residuales entre los valores de las unidades cartográficas y los datos de referencia; iii) las covarianzas entre las diferencias residuales. Los autores del mapa deben proporcionar información sobre estos componentes de la incertidumbre, pero esto rara vez sucede, si es que sucede. McRoberts *et al.* (2019) describen algunas aproximaciones y límites de la incertidumbre, pero el proceso de validación se facilitaría mucho si los autores de mapas estuvieran conscientes de estos requisitos.

McRoberts *et al.* (2019) demuestran tres enfoques inferenciales para obtener las estimaciones de los datos de referencia y sus correspondientes incertidumbres. Una hipótesis subyacente es que la estimación de los datos de referencia es de mayor calidad que la estimación basada en mapas globales, en base a la supuesta mayor calidad de los datos de referencia subyacentes y la atención a la precisión (Stehman, 2009). Dos enfoques utilizan muestras de datos de referencia terrestres locales y datos auxiliares para predecir de forma independiente la biomasa y estimar la biomasa. Para el primer enfoque, que requiere una muestra probabilística de datos de referencia terrestres locales, los estimadores posestratificados o asistidos por modelos o basados en el diseño se pueden utilizar para obtener la estimación de referencia y su EE. Para el segundo enfoque, que no requiere muestras probabilísticas de los datos de referencia terrestres locales, los estimadores basados en modelos se utilizan para obtener la estimación de referencia y su EE. Para ambos enfoques, los datos de referencia terrestre pueden o no ser de una muestra probabilística; la inferencia basada en modelos se utiliza para evaluar la incertidumbre.

El tercer enfoque utiliza como fuente de datos de referencia un mapa local de mayor calidad que el mapa global de densidad de biomasa. El mapa local se muestrea para obtener datos de referencia utilizando cualquier diseño de muestreo e intensidad de muestreo convenientes, aunque los diseños de muestreo probabilístico simplifican enormemente la estimación. Dado que el mapa local también consta de predicciones en lugar de observaciones, la incertidumbre en los valores del mapa local debe incorporarse en la estimación de la incertidumbre general mediante inferencia híbrida.

- **Uso de mapas para facilitar la estimación de los factores de emisiones y absorciones** – para estimar los factores de emisiones y absorciones, los datos de referencia terrestres locales independientes deben adquirirse para las clases de actividad determinadas a partir de observaciones terrestres, datos de la cosecha, datos de gestión y fuentes similares. Si los datos de referencia locales independientes se adquieren de un mapa local, la población de datos de

referencia representada por el mapa puede tener que estratificarse entrecruzando el mapa con un mapa de clase de la actividad. Los datos de referencia basados en mapas utilizados para estimar el factor de emisiones o absorciones para una clase de actividad en particular se extraen del estrato apropiado.

- **Uso de mapas para localizar estimaciones de emisiones y absorciones** – algunos países desean utilizar mapas de biomasa junto con métodos de Nivel 3 de orden superior que se centran en los objetivos nacionales, como vincular la biomasa y la dinámica del carbono del suelo y rastrear el cambio de uso de la tierra forestal a lo largo del tiempo. Sin embargo, debido a que actualmente no se conocen ejemplos o informes de países en la literatura científica de estos usos, se espera una mayor aclaración de las orientaciones específicas sobre las prácticas reales.

En general, la orientación no se limita simplemente a mapas de biomasa, sino también a mapas de cambio de biomasa. En particular, cuando se utiliza un mapa de cambio de biomasa global, se pueden utilizar los mismos enfoques con la condición de que todos los datos de referencia locales independientes también estén en forma de cambio, ya sea de fuentes terrestres o de un mapa de cambio de densidad de biomasa local de mayor calidad.

4.3.2 Reservorios de madera muerta y de materia orgánica del suelo

Cuando la tierra permanece en una categoría de uso de la tierra, la hipótesis del Nivel 1 del IPCC es que los reservorios de carbono tanto en la madera muerta como en la materia orgánica del suelo no cambian con el tiempo. Las estimaciones por defecto del Nivel 1 de las existencias de carbono en la madera muerta y la materia orgánica del suelo están ampliamente disponibles por tipo de bosque y zona climática en la **Tabla 2.2 en el Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019). Los métodos de Nivel 2 y 3 para estimar la dinámica del carbono asociada con la madera muerta y la materia orgánica del suelo no asumen como hipótesis un estado estable y requieren datos específicos del país. Hay dos métodos para estimar las variaciones en las existencias de carbono en los reservorios de la materia orgánica del suelo y de madera muerta, el método de ganancias-pérdidas (**Ecuación 2.18 en el Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019**) y el método de diferencia de existencias (**Ecuación 2.19 en el Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019**) (véase la **Sección 2.3.4** para obtener una explicación general de las ganancias y pérdidas y la diferencia de existencias). Las estimaciones de las variaciones en la materia orgánica del suelo, obtenidas de estos métodos de nivel superior, requieren ya sea inventarios detallados que incluyan mediciones periódicas de los reservorios de carbono en la madera muerta y la materia orgánica en el suelo o modelos que simulen las dinámicas de la madera muerta y la materia orgánica en el suelo. Los países deben utilizar métodos de nivel superior cuando se consideren **categorías clave** la madera muerta y/o la materia orgánica en el suelo y cuando no se disponga de datos nacionales, el Nivel 1 puede utilizarse como medida provisional hasta que los datos nacionales estén disponibles.

Cuando la tierra forestal se convierte a una nueva categoría de uso de la tierra, la hipótesis del Nivel 1 es que todas las reservas de carbono de la materia orgánica del suelo y de la madera muerta se pierden en el año de la conversión del uso de la tierra. Cuando las tierras no forestales se convierten en tierras forestales, la acumulación de las existencias de carbono en la materia orgánica y la madera muerta del suelo comienza desde cero en el año de la conversión. Se supone que la acumulación de existencias de carbono en la materia orgánica del suelo y en la madera muerta, siguiendo los métodos del Nivel 1, se produce de forma lineal, comenzando desde cero. En los métodos para estimación de nivel superior, se pueden emplear estimaciones, específicas del país, de las existencias de carbono en la materia orgánica del suelo y la madera muerta, diferentes de cero en las categorías o subcategorías

que corresponda de uso de la tierra. Los métodos de Nivel 2 o 3 también pueden incluir entradas y salidas de materia orgánica muerta asociadas con el cambio de uso de la tierra u otras actividades.

Para efectos de la estimación de REDD+, las emisiones y absorciones asociadas con las actividades de REDD+, las variaciones en las existencias de carbono dentro de los depósitos de madera muerta y materia orgánica en el suelo necesitan ser obtenidas mediante muestreo, idealmente de los mismos sitios de muestreo establecidos para la estimación de la biomasa. Si aún no se han establecido métodos para estimar estos reservorios (p.ej., a través de un INF), los países podrían aplicar los métodos para algunas actividades de REDD+, por ejemplo, forestación/reforestación, establecidos por la CMNUCC para su uso con proyectos de forestación y reforestación de conformidad con el Mecanismo para un desarrollo limpio (MDL).⁽¹⁴⁹⁾

Los métodos de Nivel 3 utilizan modelos de balance de masas que abarcan todos los reservorios de carbono, incluidos los reservorios de madera muerta y de materia orgánica en el suelo, así como los movimientos entre todos los reservorios (**Recuadro 19**). En tales casos, los países tendrían modelos calibrados para desarrollar estimaciones para los reservorios de madera muerta y materia orgánica en el suelo consistentes con sus estratos forestales identificados.

4.3.3 Carbono orgánico del suelo

En los suelos se encuentran formas de carbono tanto orgánicas como inorgánicas, sin embargo, el uso y la gestión de la tierra suelen tener un mayor impacto en las reservas de carbono orgánico. Por consiguiente, los métodos proporcionados en las directrices del IPCC se concentran principalmente en el carbono orgánico del suelo tanto en suelos orgánicos como minerales (IPCC, 2019). A continuación, se resumen los métodos de Nivel 1 para estimar las emisiones y absorciones de CO₂ en suelos orgánicos y minerales.

Los cambios en las existencias en suelos orgánicos se basan en factores de emisiones que representan la pérdida anual de carbono orgánico en todo el perfil debido al drenaje y la actividad de gestión conexas (p.ej., incendios). El método del Nivel 1 se presenta como una serie de ecuaciones en los capítulos 2 y 3 del **Suplemento 2013 Humedales del IPCC** de las siguientes actividades de manejo, siempre que quede carbono orgánico:

- ▶ drenaje y rehumectación de suelos orgánicos;
- ▶ incendios en suelos orgánicos drenados.

Los factores de emisiones/absorciones por defecto para una variedad de climas y ecosistemas asociados con estas actividades de gestión también están disponibles en el **Suplemento 2013 Humedales del IPCC** (enumerados en la **Tabla 19**).

Tabla 19: Factores de emisiones y absorciones del IPCC asociados con las emisiones diferentes del dióxido de carbono en el suelo

Parámetro	Ubicación en el Suplemento 2013 Humedales
Emisiones y absorciones de CH ₄ derivadas de suelos orgánicos interiores drenados y rehumectados	Capítulo 2, Tabla 2.3 Capítulo 2, Tabla 2.4 Capítulo 3, Tabla 3.3
Emisiones y absorciones de N ₂ O derivadas de suelos orgánicos interiores drenados	Capítulo 2, Tabla 2.5

(149) Consúltese la Estimación de las existencias de carbono y de las variaciones en las existencias de carbono en la madera muerta y la materia orgánica del suelo de las actividades del proyecto de F/R del MDL **Informe EB67, Anexo 23**.

Parámetro	Ubicación en el Suplemento 2013 Humedales
Emisiones y absorciones de CO y CH ₄ derivadas de incendios en suelos orgánicos interiores drenados	Capítulo 2, Tabla 2.6 Capítulo 2, Tabla 2.7
CH ₄ y N ₂ O derivados de los manglares	Capítulo 4, Tabla 4.14 Capítulo 4, Tabla 4.15
N ₂ O derivado de la acuicultura en manglares	Capítulo 4, Tabla 4.15
CH ₄ derivado de suelos orgánicos interiores drenados y rehumectados	Capítulo 5, Tabla 5.4

Para suelos minerales, los métodos de Nivel 1 estiman las emisiones y absorciones de CO₂ asociadas con las transiciones de:

- ▶ bosques a usos de la tierra no forestales (es decir, deforestación);
- ▶ otros usos de la tierra a bosque (es decir, forestación/reforestación).

En el Nivel 1, el IPCC asume que las existencias de carbono del suelo mineral no cambian para la tierra que permanece en uso forestal. En el contexto de las actividades de REDD+, esto cubre la degradación forestal, la gestión forestal sostenible y la conservación. Los métodos del Nivel 1 se presentan en la Ecuación 2.25 en el **Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019), que resultan en variaciones anuales en las existencias de carbono orgánico en los suelos minerales. Los factores de emisiones asociados se enumeran en la **Tabla 20**. El método asume que la densidad de las existencias de carbono del suelo mineral en tierras que han sido bosques durante al menos 20 años será igual a la densidad de las existencias de carbono del suelo mineral bajo vegetación nativa para el clima y el tipo de ecosistema relevante. Cuando hay transiciones hacia/desde otro uso de la tierra, la densidad de las existencias de carbono del suelo mineral en el otro uso de la tierra en cuestión será ese valor multiplicado por un factor relativo de variaciones en las existencias de carbono en función del uso de la tierra, el nivel de gestión y el clima. Después de la transición entre usos de la tierra, el carbono es emitido o absorbido durante un período de transición de 20 años en el cual se asume que el nuevo valor de carbono ha sido obtenido.

Tabla 20: Factores de emisiones y absorciones del IPCC asociados con las existencias de carbono en el suelo

Parámetro	Orientación sobre Buenas Prácticas de 2003	Directrices de 2006	Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices de 2006	Suplemento 2013 Humedales
Existencias de carbono de referencia del carbono orgánico de suelos minerales	Tabla 3.2.4 Tabla 3.3.3 Tabla 3.4.4	Volumen 4, Tabla 2.3	Volumen 4, Tabla 2.3 (actualizado)	Tabla 5.2
Factores relativos de variaciones de las existencias de carbono	Tabla 3.3.3 Tabla 3.4.4	Volumen 4, Tabla 5.5 Volumen 4, Tabla 5.10 Volumen 4, Tabla 6.2	Volumen 4, Tabla 5.5 (actualizado) Volumen 4, Tabla 5.5a (nuevo) Volumen 4, Tabla 5.5b (nuevo) Volumen 4, Tabla 5.5c (nuevo) Volumen 4, Tabla 5.10 Volumen 4, Tabla 6.2 (actualizado)	Tabla 5.3
Factores de emisiones/absorciones de suelos orgánicos drenados y rehumectados	Tabla 3.3.5 Tabla 3.4.6	Volumen 4, Tabla 4.6 Volumen 4, Tabla 5.6 Volumen 4, Tabla 6.3	Volumen 4, Tabla 4.6 Volumen 4, Tabla 5.6 Volumen 4, Tabla 6.3	Tabla 2.1 Tabla 2.2 ^a Tabla 3.1 ^b Tabla 3.2
Variaciones ocasionadas por incendios	–	–	–	Tabla 2.6 Tabla 2.7

Parámetro	Orientación sobre Buenas Prácticas de 2003	Directrices de 2006	Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices de 2006	Suplemento 2013 Humedales
Existencias de carbono en el suelo en manglares	–	–	–	Tabla 4.11

a. Los factores de emisiones/absorciones en la **Tabla 2.2 del Suplemento 2013 Humedales** son para estimar las emisiones de CO₂ del carbono del agua que surgen de suelos orgánicos drenados y rehumedecidos.

b. Si los factores de emisiones y remociones en la **Tabla 3.1 del Suplemento 2013 Humedales** son para suelos orgánicos rehumedecidos.

c. Esta tabla proporciona densidades de carbono del suelo inalteradas. Se asume por defecto que el carbono en el suelo extraído se oxida en el año de extracción.

La elaboración de estimaciones de variaciones temporales de las existencias de carbono en el suelo, utilizando muestreos reiterados sobre el terreno, puede ser desafiante. Esto se debe a que las existencias de carbono en el suelo son abundantes y espacialmente variables, de modo que es casi imposible detectar variaciones que son reducidas (en general solo un pequeño porcentaje de las existencias totales), salvo que se lleve a cabo un muestreo exhaustivo y costoso. En cambio, para las existencias de carbono de referencia por defecto del Nivel 1 (es decir, existencias de carbono en vegetación nativa y factores por defecto de la variación del carbono en el suelo), se aplican multiplicadores que recogen el efecto de las prácticas de gestión y los usos de la tierra. En el Nivel 2, el método es el mismo, pero los valores por defecto se reemplazan por valores específicos de cada país. Los métodos de Nivel 3 emplean modelizaciones detalladas de la dinámica del carbono del suelo, lo que requiere datos de calibración y validación.

Cuando se considere que las emisiones relacionadas con el suelo de suelos minerales u orgánicos **son esenciales**, los países deben apuntar a aplicar métodos de niveles superiores.⁽¹⁵⁰⁾ Aunque sigue habiendo un considerable desacuerdo sobre la dirección y la magnitud de las variaciones en las existencias de carbono del suelo tras un cambio de uso de la tierra, una revisión de la literatura (Deng *et al.*, 2016) indicó que las existencias de carbono del suelo dentro de los suelos minerales aumentaron significativamente después de las conversiones de bosques a pastizales, pero disminuyeron significativamente después de la conversión de bosque a la tierra agrícola. La conversión de tierras agrícolas a bosques y de pastizales a bosques no provocó variaciones significativas en las existencias de carbono del suelo. Cualquier alteración de los suelos orgánicos generalmente se considera significativa y se considerará categorías clave.

Para los informes de REDD+, es probable que los datos de la actividad estén disponibles en el **Enfoque 2 o 3**, poniendo a disposición las matrices de transición de los cambios entre años sucesivos. Mientras que el uso de estas estadísticas más detalladas proporciona una estimación mejorada de las variaciones anuales en las existencias de carbono orgánico del suelo, es necesario tener cuidado al tratar los períodos de tiempo durante los cuales se calculan las ganancias o pérdidas de carbono orgánico del suelo. Si se utilizan datos de los Métodos 2 o 3, en los que se conocen explícitamente los cambios en el uso de la tierra, las existencias de carbono se pueden contabilizar teniendo en cuenta los cambios históricos de cada unidad territorial específica. El total de las existencias de carbono de la suma de todas las unidades se compara con el año de inventario anterior más próximo, y no con el inventario de 20 años atrás, para estimar las variaciones anuales en las existencias de carbono así como para los datos de la actividad del Enfoque 1. Los dos métodos dan como resultado estimaciones diferentes de las existencias de carbono, y el uso de los datos de los Métodos 2 o 3 con matrices de transición de la tierra sería más exacto que el uso de las estadísticas agregadas del Método 1. El efecto de la forma

(150) En la **Figura 2.4 (suelos minerales)** y la **Figura 2.5 (suelos orgánicos)**, **Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019 (IPCC, 2019)**, se presenta un árbol de decisión genérico para la identificación del Nivel apropiado para estimar cambios en las existencias de carbono en suelos minerales y orgánicos por categoría de uso de la tierra.

de abordar los enfoques subyacentes en las estimaciones difiere más cuando hay múltiples cambios en el uso de la tierra en el mismo terreno. Cabe destacar que los datos de la actividad de los Métodos 1, 2 y 3 producen las mismas variaciones en las existencias de carbono si los sistemas alcanzan un nuevo equilibrio, lo que sucede cuando no hay cambios en el uso y la gestión de la tierra durante un período de 20 años empleando el método de Nivel 1. Por lo tanto, no se pierden inadvertidamente incrementos o pérdidas en las existencias de carbono cuando se aplican los métodos respecto de los datos de la actividad de los Métodos 1, 2 o 3, aunque la dinámica temporal sí varía en cierto grado. Los **marcos integrados** más sofisticados pueden ayudar a superar algunas de estas dificultades de notificación asociadas con las variaciones en el carbono orgánico del suelo, particularmente cuando hay múltiples cambios en el uso de la tierra en la misma parcela de tierra.

Independientemente del criterio utilizado, se requiere de mapas de suelos en combinación con factores de variación del carbono en el suelo o modelos más complejos. Es posible que algunas agencias agrícolas y forestales ya posean algunos mapas, pero es posible que sea necesario mejorar su resolución espacial en base a más estudios de suelos antes de que puedan aplicarse a las actividades de REDD+. Probablemente no existen mapas de suelos para muchas superficies de bosques tropicales de difícil acceso, o tienen una resolución espacial escasa. Este es el caso de los suelos de turba y otros suelos ricos en carbono, los cuales son importantes fuentes de emisiones de carbono debido a la oxidación biológica o a incendios luego de una perturbación forestal. Barthelmes *et al.* (2015) proporciona valiosos consejos sobre cómo los mapas existentes se combinan con datos de teledetección que pueden proporcionar vegetación y sustitutos topográficos útiles para los suelos, y los nuevos levantamientos terrestres pueden integrarse eficazmente para cartografiar suelos orgánicos en bosques tropicales a escalas útiles para la toma de decisiones de gestión.

Bajo algunas condiciones, el óxido de nitrógeno (N₂O) se puede liberar de los suelos. Las emisiones pueden ser directas (derivadas de procesos locales de gestión de suelos) o indirectas (originadas de la deposición atmosférica de nitrógeno o de aportes de nitrógeno producidos por lixiviación o escorrentía en otras partes). Las emisiones de N₂O se incrementan debido a la adición de fertilizantes nitrogenados, o por las prácticas de manejo forestal que aumenten la disponibilidad de nitrógeno inorgánico en los suelos.⁽¹⁵¹⁾ La sección correspondiente en las **2006GL se puede encontrar en el Capítulo 11 del Volumen 4** y proporciona una guía sobre cómo estimar las emisiones de N₂O de los suelos manejados que se cruzan en la guía en el GPG2003 (véase la **Tabla 21**).

Generalmente, las emisiones de N₂O no representan una **categoría esencial** para los bosques, salvo que las tierras hayan estado sometidas a aplicaciones excesivas de fertilizantes nitrogenados; esto, combinado con la complejidad de estimar emisiones de N₂O se traduce en que la mayoría de los países utilizarán métodos del Nivel 1, a menos que hayan llevado a cabo estudios sobre el terreno reproducidos para demostrar que los factores por defecto del IPCC son inapropiados para sus circunstancias. Los datos de la actividad necesarios para implementar el método del Nivel 1 son la cantidad de fertilizante nitrogenado utilizado y otras modificaciones orgánicas añadidas, y una estimación de la superficie de tierra en la cual se ha aplicado la actividad de gestión. El IPCC proporciona factores de emisiones del Nivel 1 para las emisiones directas e indirectas derivadas de la

(151) IPCC, consulten se las **secciones 4.7 y 4.8 del Capítulo 4, GPG2000**.

superficie de gestión identificada (es decir, datos de la actividad).

Tabla 21: Factores de emisiones y absorciones del IPCC asociados con las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso derivadas del suelo

Parámetro	Orientación sobre Buenas Prácticas de 2003	Directrices de 2006	Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices de 2006
Factores de emisiones/ absorciones relacionados con emisiones directas de N ₂ O derivadas de suelos gestionados	1,25% de N aplicado	Volumen 4, Capítulo 11, Tabla 11.1	Volumen 4, Capítulo 11, Tabla 11.1 (actualizado) Volumen 4, Capítulo 11, Tabla 11.1a (nuevo)
Factores de emisiones/ absorciones relacionados con emisiones indirectas de N ₂ O derivadas de suelos gestionados		Volumen 4, Capítulo 11, Tabla 11.3	Volumen 4, Capítulo 11, Tabla 11.3 (actualizado)

4.3.4 Emisiones derivadas de incendios prescritos e incendios forestales

La quema de biomasa ocurre en muchos tipos de uso de la tierra, lo que provoca emisiones de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), para lo cual el IPCC proporciona una metodología de Nivel 1, además de otros gases como monóxido de carbono (CO), compuestos orgánicos volátiles distintos del metano (COVDM) y óxidos de nitrógeno (NO_x). De conformidad con el IPCC⁽¹⁵²⁾, la variable sustitutiva de tierra gestionada para identificar las emisiones y absorciones antropogénicas derivadas de la tierra, cuando se produce un incendio en una tierra gestionada, todas las emisiones (es decir, pérdidas de existencias de carbono y emisiones distintas de CO₂) deben estar estimadas y notificadas en el inventario nacional de GEI, independientemente del tipo de incendio. De la misma forma, se deben informar y notificar todas las emisiones de incendios en bosques no manejados que son seguidas por un cambio en el uso o en el manejo del bosque (p.ej., reemplazadas por una plantación forestal).

Los incendios en tierras forestales gestionadas se pueden subdividir en dos tipos:

1. Todos los incendios de origen natural, así como todos los de origen antropogénico que no formen parte directamente de las actividades; en lo sucesivo, incendios forestales.⁽¹⁵³⁾
2. Todos los incendios que forman parte de actividades, como: i) incendios para el aclareo del terreno en el curso de la conversión del bosque; ii) agricultura de corta y quema; iii) quema de residuos de la cosecha después del aprovechamiento (corta); iv) fuego prescrito de baja intensidad para el manejo de la carga de combustible.

En general, los incendios forestales no implican un cambio en el uso de la tierra, aunque pueden determinar un cambio en su gestión (p.ej., de bosques en regeneración natural a plantaciones forestales). Un incendio que forme parte de cualquier actividad puede ser, en cambio, precursor de un cambio de uso de la tierra, como es el caso cuando el fuego se utiliza para despejar el terreno forestal para su conversión a otro uso, muy probablemente agrícola, aunque puede simplemente ser parte de las operaciones de manejo como en el caso de la quema prescrita del sotobosque.

La metodología del IPCC proporciona diferentes valores predeterminados para esos dos tipos como:

⁽¹⁵²⁾ Generalmente, los incendios forestales son más variables (es decir, en cuanto a temperatura y rigurosidad de la quema de biomasa) que los incendios prescritos, haciendo más difícil las estimaciones de las emisiones derivadas de estos eventos.

⁽¹⁵³⁾ Remitirse a la **sección 3.2.1.4.2, GPG2003** y a los **Capítulos 4.2.1 y 4.2.4, Volumen 4 de las 2006GL**.

1. Incendios forestales, fuego de copas, fuego de superficie.
2. Incendios de superficie, corta y quema posterior a la tala, fuegos para desmonte.

La metodología del IPCC estima las emisiones de cada GEI en proporción a la cantidad de materia orgánica como reacción redox por el fuego. Por tanto, requiere:⁽¹⁵⁴⁾

- ▶ la aplicación de la cantidad promedio de materia orgánica en la biomasa aérea y los depósitos de materia orgánica muerta, y en la turba en caso de que se apliquen los métodos del **Suplemento 2013 Humedales** (es decir, el combustible);
- ▶ la fracción de dicho combustible que es realmente redox;
- ▶ el factor de emisiones para cada GEI, dado en proporción a la materia orgánica redox. Como tal, en las tierras forestales, el fuego se trata como una perturbación que afecta no solo la biomasa (en particular, la aérea), sino también a la materia orgánica muerta (materia orgánica en el suelo y madera muerta), ya que el combustible disponible en estos depósitos de escombros suele ser muy significativo, así como en la turba, que es particularmente significativa en tierras deforestadas en algunas regiones.

Las emisiones de cada GEI se estiman individualmente y luego se suman para dar las emisiones totales de GEI debidas al incendio, como se describe en la **Ecuación 40**.⁽¹⁵⁵⁾

Ecuación 40

$$L_{\text{fire}} = A \times M_B \times C_f \times G_{\text{ef}} \times 10^{-3}$$

Donde:

L_{fire} = cantidad de emisiones de GEI del incendio, toneladas de cada GEI (p.ej., CH₄, N₂O, etc.).

A = superficie quemada, ha

M_B = masa de combustible disponible para la combustión, ton/ha. Esto incluye biomasa aérea, materia orgánica en el suelo y madera muerta, y turba si se aplican los métodos del Suplemento 2013 Humedales del IPCC (**Sección 4.3.3**).

C_f = factor de combustión, adimensional

G_{ef} = factor de emisión, g/kg materia seca quemada

La ubicación de los factores pertinentes de Nivel 1 del IPCC se resume en la **Tabla 22**.

Tabla 22: Factores de emisiones del IPCC con respecto a incendios prescritos y forestales

Parámetro	Orientación sobre Buenas Prácticas de 2003	Directrices de 2006	Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices de 2006
Quema de combustible	Tabla 3.A.1.13 la cual tabula el producto de B (combustible disponible, o densidad de biomasa en la tierra antes de la combustión) y C (la eficacia de la combustión)		

(154) Consúltense la **Sección 3.2, Capítulo 3 de la GPG2003**, específicamente la Ecuación 3.2.20 para obtener orientación específica sobre el uso de esta ecuación. La orientación correspondiente se encuentra en la **Sección 2.4, Volumen 4 de las 2006GL**.

(155) Consúltense la Ecuación 2.27 en la **Figura 2.6, Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019 (IPCC, 2019)**.

Parámetro	Orientación sobre Buenas Prácticas de 2003	Directrices de 2006	Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices de 2006
Emissiones de gases distintos del CO ₂ derivadas de pérdidas en existencias de combustible (G _{cf})	Tabla 3.A.1.15	Volumen 4, Tabla 2.4 Volumen 4, Tabla 2.5	Volumen 4, Tabla 2.4 (actualizado) Volumen 4, Tabla 2.5
Factor de combustión (C _f)	Tabla 3.A.1.12	Volumen 4, Tabla 2.6	Volumen 4, Tabla 2.6 (actualizado)
Relación N/C para la quema de combustible	0,01	0,01	0,01

Los niveles 2 o 3 son necesarios cuando la quema es una **categoría clave** de las emisiones de GEI⁽¹⁵⁶⁾ y requieren una aplicación más detallada de la **Ecuación 40**. Los países que aplican niveles superiores probablemente cuentan con datos nacionales desglosados sobre la masa del combustible disponible según los tipos de bosques y los sistemas de gestión. Con los métodos de estimación de nivel superior, también se pueden distinguir los incendios de distintas intensidades que producen como resultado distintos consumos de combustible. Los métodos de nivel 3 de balance de masas totalmente integrados pueden estimar las emisiones en función del tipo de ecosistema, la biomasa en el sitio en el momento del incendio y el tipo (p.ej., incendio forestal, quema prescrita) e intensidad del incendio, así como las condiciones meteorológicas, incluido el grado de aridez. Estos métodos también estiman la recuperación posterior del fuego (absorción de CO₂) y las emisiones rezagadas de la materia orgánica muerta resultante de la ocurrencia del incendio.

En general, se debe tener cuidado al estimar las pérdidas de existencias de carbono en la reserva de biomasa causadas por los incendios. En efecto:

- ▶ Las emisiones de CO₂ se estiman como pérdidas de existencias de carbono, por lo que no es necesario informar dichas emisiones en el informe de quema; lo mismo se aplica a los reservorios de materia orgánica muerta, aunque no se aplica a la turba (de hecho, las emisiones de CO₂ de los incendios de turba se estiman como parte del informe de quema).
- ▶ Aunque la biomasa subterránea no genera emisiones durante el incendio, los incendios forestales pueden causar la pérdida de existencias de carbono donde los árboles mueren; que la pérdida de biomasa subterránea se notifique en el informe de las existencias de carbono de la categoría de uso de la tierra pertinente.

4.4 Inferencia

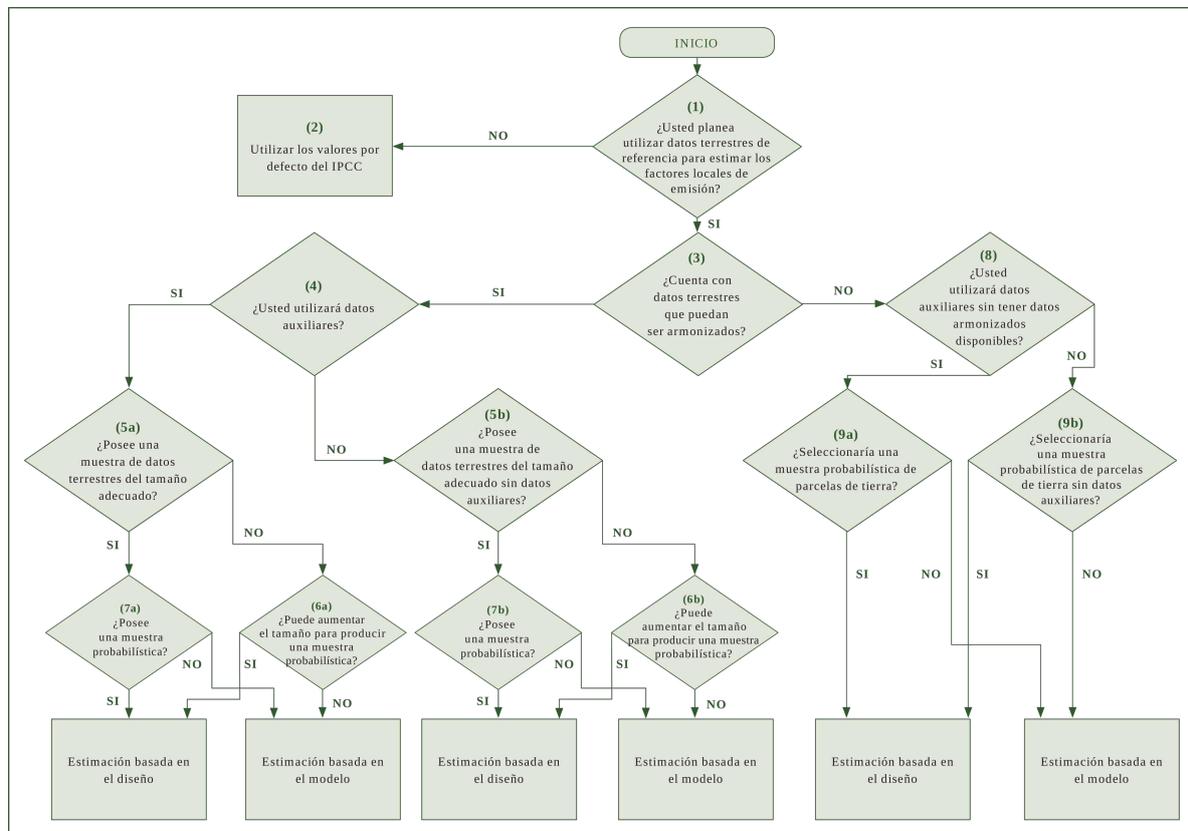
Si se utilizan métodos de muestreo basados en el INF u otros métodos (incluyendo inferencia asistida por modelos), la media en las densidades de carbono se puede estimar a partir de la muestra, la cual se puede estratificar por tipo de bosque o régimen de perturbación para aumentar la eficacia del muestreo. Si se utilizan métodos inferenciales basados en el modelo, las densidades de carbono para las superficies en cuestión se infieren a partir del modelo utilizado, y la variación de la densidad de carbono se modela para cada tipo de conversión de tierra forestal a no forestal.

El árbol de decisión de la **Ecuación 20** tiene como objetivo guiar a los países a través de las opciones que pueden surgir en la práctica al considerar el uso de los datos disponibles para estimar las

⁽¹⁵⁶⁾ Consulte el Árbol de decisiones en la **Figura 2.6, en el Capítulo 2, Volumen 4 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019). En situaciones en las que los países determinan que las emisiones de incendios son una **categoría clave**, se deben realizar esfuerzos para recopilar información nacional específica relacionada con los parámetros enumerados en la **Tabla 22**. Mientras tanto, se pueden utilizar las estimaciones predeterminadas del Nivel 1.

variaciones en las existencias de carbono a partir de estimaciones basadas en diseños o en modelos.

Figura 20: Orientación para seleccionar un método de inferencia para estimar las variaciones en los reservorios de carbono



Las consideraciones en los puntos de decisión en el árbol son las siguientes:

Puntos de decisión 1 y 2: Uso de datos de referencia terrestres.

Los datos de referencia son la mejor evaluación disponible de las condiciones sobre el terreno para un determinado lugar o unidad espacial. Se pueden utilizar para estimar superficies o densidades de carbono y los errores estándar asociados en base al muestreo. En general, se recolectan de acuerdo con diseños de muestreo probabilístico para estimar los factores de emisiones y absorciones.

La respuesta a la pregunta en el Punto de decisión 1 generalmente es **Si** porque los países para los que las actividades de REDD+ son clave, y/o para los que existen cantidades significativas de datos terrestres, generalmente utilizan los datos para la estimación de REDD+. Si los datos terrestres de referencia no se van a utilizar (respuesta **No** al Punto de decisión 1, lo que conduce al Punto de decisión 2), los países pueden usar los valores por defecto del IPCC en la estimación del Nivel 1. Esto no debe hacerse para las **categorías clave** o cuando haya disponibilidad de datos terrestres adecuados. Los países también pueden optar por considerar la **Base de datos de factores de emisiones del IPCC** como posible fuente de estimaciones de factores de emisiones/absorciones. Esta base de datos contiene factores que se han sometido a un proceso de revisión editorial, aunque no a la revisión completa del IPCC, por lo que no tienen el mismo estatus que los valores predeterminados contenidos en los informes metodológicos del IPCC, y su uso es una cuestión de juicio científico por parte de los expertos técnicos responsables de las estimaciones. Los rangos de incertidumbre asociados al uso de datos por defecto deben ser obtenidos de la orientación y las directrices del IPCC. Si los datos terrestres no están disponibles y el análisis

exploratorio sugiere que las categorías bajo consideración probablemente sean clave, la respuesta en el Punto de decisión 1 debería ser **Sí**, seguida de **No** en el Punto de decisión 3, para descender por el lado derecho del árbol de decisiones.

Punto de decisión 3: ¿Cuenta con datos que puedan estar armonizados?

La armonización implica alinear los datos siguiendo un conjunto común de criterios, por ejemplo, mediante el uso de umbrales de medición consistentes, definiciones consistentes e hipótesis comunes con respecto a la densidad de la madera de especies o factores de conversión del carbono. El SNMF debe verificar que esto pueda ocurrir con los datos recolectados, dando lugar a la respuesta **Sí** a este punto de decisión. En ausencia de datos terrestres que se puedan armonizar (dando lugar a la respuesta **No**) el SNMF debe iniciar la recolección de los datos terrestres necesarios.

Punto de decisión 4: Uso de datos auxiliares.

Los datos auxiliares se refieren a la información utilizada en la estratificación para aumentar la eficacia del muestreo o como un aporte para los modelos. Una mayor eficiencia implica menores costos para una precisión dada por lo que en general, cuando están disponibles, los datos auxiliares se deben utilizar para fines de la estratificación. La respuesta a esta pregunta generalmente es **Sí**, salvo que los bosques en el país sean tan uniformes que no requieran estratificación.

Puntos de decisión 5a, 6a y 7a: Decisiones relativas al tamaño de la muestra en presencia de datos auxiliares.

El tamaño de la muestra de datos es suficiente si los intervalos de confianza asociados con los factores de emisiones/absorciones estimados para los estratos definidos utilizan datos auxiliares que cumplen el criterio de precisión especificado. Si este aún no es el caso (lo que da lugar a un **Sí** en el Punto de decisión 5a) se puede determinar una muestra probabilística (lo que da lugar a un **Sí** en el Punto de decisión 7a que sigue de inmediato) en primera instancia mediante cálculos de reconocimiento del tipo descrito en el tamaño de la muestra en el **Apéndice A**. En ausencia de una muestra probabilística (dando lugar a un **No** en el Punto de decisión 7a) se necesitará el método de Monte Carlo o algún otro análisis de la incertidumbre que debe ser usado junto con la inferencia basada en el modelo. Si las estimaciones de reconocimiento o el análisis Monte Carlo indican un **No** como respuesta en el Punto de decisión 5a, en el Punto de decisión 6a se debe aumentar el tamaño de la muestra tal como se describe en el muestreo complementario del **Apéndice A**.

Puntos de decisión 5b, 6b y 7b: Decisiones relativas al tamaño de la muestra en ausencia de datos auxiliares.

Aplican las mismas consideraciones que para los Puntos de decisión 5a, 6a y 7a, con la excepción de que, en ausencia de datos auxiliares, no habrá una base para la estratificación. A menos que los bosques en cuestión sean una población estadísticamente uniforme, esto aumenta la cantidad de muestras necesarias para satisfacer los requisitos de precisión y, por ende, aumentan los costos del muestreo. Si esto es un problema, el SNMF debe considerar obtener los datos auxiliares necesarios para la estratificación, de modo que se pueda ejecutar la rama del lado izquierdo luego de responder **Sí** en el Punto de decisión 4.

Punto de decisión 8: ¿Uso de datos auxiliares sin tener datos armonizados disponibles?

Si se ha respondido **No** en el Punto de decisión 3, se presume que el SNMF tomará medidas para recopilar los datos necesarios para estimar los factores de emisiones/absorciones que cumplan con los requisitos de precisión. En este lado del árbol de decisiones, no hay necesidad de

considerar un aumento de las series de datos existentes ya que el muestreo está diseñado desde el inicio. En la mayoría de los casos, los datos auxiliares (recolectados mediante el SNMF) se utilizan para la estratificación debido a la necesidad de aumentar la eficacia del muestreo y reducir los costos, y, por lo tanto, la respuesta en el Punto de decisión 8 será **Sí**. Si no se están utilizando datos auxiliares, y no hay base para la estratificación, se debería seguir la rama de la respuesta **No**.

Punto de decisión 9a: Seleccionar una muestra probabilística de parcelas con datos auxiliares.

En el caso de una muestra probabilística (que conduce a la rama del lado izquierdo bajo 9a), la muestra será adecuada si los intervalos de confianza asociados con los factores de emisiones/absorciones que estimaron los estratos definidos utilizando datos auxiliares, cumplen con el criterio específico de precisión. Esto se puede determinar en primera instancia mediante estudios de reconocimiento del tipo descrito en el tamaño de la muestra para el recuento del muestreo en el **Apéndice A**. Los individuos que serán objeto de la muestra dependerán del propósito del muestreo como se describe en el **Apéndice A**. Si el muestreo se realiza junto con una inferencia basada en el modelo (que conduce a la rama derecha debajo de 9a), el muestreo se utilizará para establecer los parámetros del modelo y debe ser suficiente para que el intervalo de confianza para los resultados de interés del modelo (p.ej., densidades de carbono) cumpla con los criterios establecidos por el SNMF para el propósito normativo previsto. El análisis de sensibilidad del modelo y fase experimental son equivalentes a los estudios de reconocimiento para establecer lo que se necesita.

Punto de decisión 9b: ¿Seleccionar una muestra probabilística de parcelas sin datos auxiliares?

Se aplican las mismas consideraciones que para el Punto de decisión 9a, excepto que en ausencia de datos auxiliares no habrá base para la estratificación. A menos que la población forestal en cuestión sea estadísticamente homogénea con respecto a las variables objetivo, la cantidad de muestreo necesaria para lograr la precisión deseada aumenta y, por lo tanto, aumentan los costos de muestreo. Si esto es un problema, el SNMF debe considerar obtener los datos auxiliares necesarios para la estratificación, de modo que se pueda ejecutar la rama del lado izquierdo luego de responder **Sí** en el Punto de decisión 8.

Punto de decisión final: ¿Inferencia basada en el diseño o en el modelo?

La inferencia basada en el diseño se basa en puntos de muestra distribuidos de acuerdo a reglas probabilísticas para todo el paisaje forestal; mientras que, en el caso de la inferencia basada en el modelo, el muestreo se utiliza para establecer los parámetros del modelo y no necesita seguir las mismas reglas probabilísticas, aunque para ser eficaz debe abarcar la gama de tipos de bosques y las circunstancias que puede enfrentar en la práctica. La inferencia basada en el modelo depende de la correcta especificación del modelo como base para una inferencia válida y para minimizar el sesgo, en vez de un diseño de muestreo probabilístico. Las ventajas son que un modelo ofrece oportunidades de incorporar conocimientos científicos (p.ej., con respecto a la relación entre reservorios de carbono), y esto puede aumentar la capacidad predictiva. La inferencia basada en modelos también puede acomodar datos de muestra que pueden no haber sido recopilados de acuerdo con un diseño de muestreo en particular. Las desventajas son que no existe un acuerdo general sobre qué modelo usar y el análisis de incertidumbres es más complicado porque la teoría de muestreo aplicada a los modelos no produce modelos relativamente simples y puede que no haya forma de evaluar dónde el modelo da como resultado un sesgo estimado. Por este motivo, a menudo se utiliza el **análisis de Monte Carlo** para generar estimaciones de incertidumbre, aunque esto depende del conocimiento suficiente de las correlaciones que puedan existir entre diferentes parámetros.

4.4.1 Inferencia basada en el diseño

4.4.1.1 Factores de emisiones y absorciones

Los factores de emisiones y absorciones permiten estimar las variaciones en las existencias de carbono dentro de los reservorios de ecosistemas forestales (p.ej., biomasa viva, madera muerta, materia orgánica en el suelo) después de perturbaciones de la tierra (es decir, cambios en el uso de la tierra como deforestación y reforestación o actividades que influyen en las existencias, pero no resultan en un cambio de uso de la tierra, como actividades de manejo forestal o degradación). Los países pueden desarrollar estimaciones de existencias de carbono específicas de cada país, estimaciones de densidad de carbono, estimaciones de factores de emisiones y absorciones y/u otros datos relevantes (Niveles 2 y 3) por reservorios específicos de un ecosistema y, cuando los datos y las circunstancias nacionales lo permitan, la condición del ecosistema forestal (p.ej., bosque primario, bosque secundario).

Los **métodos para estimar los factores de emisiones y absorciones de cada actividad de REDD+** requieren estimaciones de la densidad de carbono y el cambio en la densidad de carbono para cada una de las categorías del IPCC informadas y cualquier subcategoría nacional específica adoptada (**Sección 2.3.1** y **Sección 2.3.3**). Lo ideal sería que las condiciones óptimas para generar factores de emisiones y absorciones se compilaran utilizando medidas repetidas de inventarios con métodos de campo consistentes y tiempo conocido entre mediciones, pero a menudo solo se utiliza una única estimación conocida de existencias de carbono o densidad de carbono y las ganancias y pérdidas se modelan o se estiman utilizando datos auxiliares, estimaciones publicadas o factores predeterminados.

Se requiere la siguiente información para generar factores de emisiones para un cambio de uso de la tierra o una perturbación dentro de las tierras forestales:

- ▶ Densidades de carbono en la biomasa en bosque primario, bosque natural modificado y bosque plantado estratificado según lo requiera el tipo de bosque y el régimen de manejo o probabilidad de perturbación (**Sección 2.3.3**). La estratificación en bosque primario, bosque natural modificado y bosque plantado es coherente con la Evaluación de los recursos forestales mundiales de la FAO. Los países pueden utilizar otra estratificación según las circunstancias nacionales (p.ej., si hay una estratificación nacional establecida o si el uso de una estratificación alternativa reducirá el número de substratos necesarios).
- ▶ Densidades de carbono en la biomasa en las categorías notificadas del IPCC distintas de bosque, estratificadas según lo requerido por zona ecológica, régimen de manejo y perturbación.
- ▶ Tasas anuales de cambio en la densidad de carbono en la biomasa en bosques naturales modificados subestratificados según lo requiera el tipo de bosque y el régimen de gestión, o la probabilidad de perturbación.
- ▶ Densidad promedio de carbono en la biomasa a largo plazo y las tasas correspondientes de cambio en el bosque plantado subestratificado según lo requiera el tipo de bosque y el régimen de manejo, o la probabilidad de perturbación.

Si bien los factores de emisiones predeterminados del Nivel 1 están disponibles en las Directrices y orientación del IPCC, se alienta a los países a generar factores de emisiones y absorciones nacionales específicos para **categorías (y reservorios) clave**.⁽¹⁵⁷⁾ Se pueden generar factores de emisiones/

(157) En el contexto de los pagos basados en resultados, algunos programas de REDD+ o acuerdos bilaterales pueden requerir factores de emisiones/absorciones nacionales específicos.

absorciones específicos a nivel nacional para dos estados de cambio comunes de la siguiente manera:

- ▶ **Factor de emisión para un cambio de uso de la tierra** – un evento de cambio de uso de la tierra desencadena un cambio en el carbono entre el tiempo t_1 y t_2 que da como resultado un cambio en la densidad del carbono entre los estratos. Considérese que el evento de cambio de uso de la tierra es representativo de la deforestación, donde el bosque secundario se ha talado para un cultivo de yuca (es decir, terreno agrícola). Las existencias de carbono en el terreno en el t_1 se han estimado a partir de datos del INF y modelos alométricos como se describe en la **Sección 4.3.1.1** y resultaron ser de 140 td.m/ha (+/- 23 td.m/ha). Un estudio en la misma zona ecológica de la conversión del uso de la tierra estimó que las existencias de biomasa aérea en los cultivos de yuca en el t_2 eran de 15 td.m/ha t (+/- 4 dm/ha).

El factor de emisión para este cambio de uso de la tierra sería (véase la **Ecuación 41**):

$$t_2 - t_1 = 15 - 140 = -125 \text{ d.m/ha}$$

El intervalo de confianza asociado con este factor de emisiones sería +/- 23,5 t dm/ha (véase el ejemplo ilustrado en la **Sección 4.4.1.2**).

- ▶ **Factor de emisión para una perturbación** – un evento de perturbación da como resultado un cambio en el carbono entre el tiempo t_1 y t_2 que produce un cambio en la densidad de carbono del estrato de tierra forestal. Este evento de perturbación sería representativo de la degradación del bosque cuando los troncos se extraen de un bosque primario pero el uso de la tierra sigue siendo tierra forestal. La biomasa aérea del bosque primario y del bosque secundario se ha estimado a partir de inventarios forestales repetidos en los mismos lugares que se describen en la **Sección 4.3.1.1** y resultó ser 380 td.m/ha (+/- 57 td.m/ha) para bosque primario y de 140 td.m/ha (+/- 23 td.m/ha) para bosque secundario.

El factor de emisión para este evento de perturbación sería (véase la **Ecuación 41**):

$$t_2 - t_1 = 140 - 380 = -240 \text{ d.m/ha}$$

4.4.1.2 La incertidumbre para los factores de emisiones y absorciones

Si se utilizan valores predeterminados, las incertidumbres para los factores de emisiones y absorciones y otros parámetros están disponibles en la GPG2003 (o en las 2006GL y el Suplemento 2013 Humedales). Para los métodos de Nivel 2 y 3, se generarán incertidumbres como parte del proceso de muestreo. Cuando se basan en el muestreo probabilístico, los factores de emisiones/absorciones y su respectiva incertidumbre, se pueden calcular utilizando dos amplios métodos, dependiendo de si el factor de emisión o absorción corresponde a la diferencia de las densidades de carbono entre los estratos, o a la variación en la densidad de carbono para un determinado estrato en el tiempo. El enfoque de esta sección está en las variaciones en el carbono de la biomasa; las emisiones/absorciones distintas del CO₂ se pueden calcular de forma análoga si también se han medido como parte del

programa de muestreo.

Método 1: Estimación de los factores de emisiones/absorciones a partir de estratos espacialmente segregados

Para el primer método, dos estratos separados espacialmente que difieren en densidad de carbono (A y B) se puede muestrear de forma independiente, con el factor medio de emisión/absorción dado por:

Ecuación 41

$$\hat{\mu}_{EF} = \hat{\mu}_B - \hat{\mu}_A$$

donde $\hat{\mu}_B$ y $\hat{\mu}_A$ son las densidades medias de carbono para cada estrato calculado a partir de la muestra. En este contexto, el estrato A podría corresponder al bosque natural modificado (MNF), y el estrato B al bosque primario (PF), con $\hat{\mu}_{EF}$ que, por lo tanto, corresponde al término ($CB_{PF} - CB_{MNF}$) en la 2 de la **Sección 2.5.1.2**. Ya que la muestra en cada uno de los estratos es independiente, la incertidumbre de $\hat{\mu}_{EF}$ se puede calcular como

Ecuación 42

$$\nabla(\hat{\mu}_{EF}) = \nabla(\hat{\mu}_A) + \nabla(\hat{\mu}_B)$$

Donde $\nabla(\hat{\mu}_i)$ es la varianza de la estimación de la media respectiva (véase la **Sección 4.2.3**). Nótese que $\sqrt{\widehat{\nabla}(\hat{\mu}_i)}$ se llama a menudo el error estándar y al multiplicarlo por el apropiado $t_{0,95}$ estadístico (que, en general, se presume 1,96) resulta en el 95 por ciento de intervalo de confianza. La **Ecuación 42** corresponde a la Regla A de la **Sección 6.3 de la GPG2000** correspondiente a la **Sección 3.2.3.1, Volumen 1 de las 2006GL**, con referencia cruzada en la **Sección 5.2.2.1** de la GPG2003. Aunque la Regla A se expresa en términos de intervalos de confianza del 95%, en lugar de varianza. Aplicando este método al ejemplo anterior de estimación de un factor de emisión para el cambio de uso de la tierra, la incertidumbre del factor de emisión sería:

$$\widehat{\nabla}(\hat{\mu}_B) = (4 \div 1.96)^2 = 4.16$$

$$\widehat{\nabla}(\hat{\mu}_A) = (23 \div 1.96)^2 = 137.7$$

$$\widehat{\nabla}(\hat{\mu}_{EF}) = 137.7 + 4.16 = 141.9$$

$$95\% \text{ confidence interval} = \sqrt{141.9} \times 1.96 = 23.5 \text{ td.m/ha.}$$

Método 2: Estimación de los factores de emisiones/absorciones a partir del cambio en el tiempo

En el segundo método, los mismos estratos se monitorean en el tiempo, y si ocurre un cambio (como las cortas a hecho o la degradación) se puede calcular un factor de emisiones/absorciones a partir del cambio observado,

Ecuación 43

$$\hat{\mu}_{EF} = \hat{\mu}_{t_2} - \hat{\mu}_{t_1}$$

Donde $\hat{\mu}_{t_1}$ y $\hat{\mu}_{t_2}$ corresponden a la densidad de carbono del bosque antes y después del cambio, respectivamente. El cálculo de la incertidumbre del factor de emisiones/absorciones en este caso depende del diseño del muestreo, y en particular de si es que hubo parcelas permanentes que fueron estudiadas en t_1 y t_2 . En el caso sencillo, donde no existan parcelas permanentes y las estimaciones de las densidades de carbono se obtengan a partir de muestras independientes en t_1 y t_2 , la incertidumbre

total se puede calcular de forma análoga a la **Ecuación 42**,

Ecuación 44

$$V(\hat{\mu}_{EF}) = V(\hat{\mu}_{t_2}) + V(\hat{\mu}_{t_1})$$

Por el contrario, cuando hay parcelas con ubicación permanente y se miden todas las parcelas de muestra en t_1 y se vuelven a medir en t_2 , las muestras están correlacionadas, y esta correlación se debe tomar en cuenta. En este caso la incertidumbre está determinada por $\hat{\mu}_{EF}$

Ecuación 45

$$\hat{V}(\hat{\mu}_{EF}) = \hat{V}(\hat{\mu}_{t_2}) + \hat{V}(\hat{\mu}_{t_1}) - 2r\sqrt{\hat{V}(\hat{\mu}_{t_2})}\sqrt{\hat{V}(\hat{\mu}_{t_1})}$$

donde r es la correlación en la densidad de biomasa desde t_1 a t_2 a lo largo de las parcelas de muestra.

Al aplicar este método al ejemplo de estimación de un factor de emisión para perturbación descrito anteriormente, la incertidumbre del factor de emisión sería:

$$\hat{V}(\hat{\mu}_{t_2}) = (23 \div 1.96)^2 = 137.7$$

$$\hat{V}(\hat{\mu}_{t_1}) = (57 \div 1.96)^2 = 845.7$$

$$\hat{V}(\hat{\mu}_{EF}) = 137.7 + 845.7 - 2 \times 0.9 \times \sqrt{137.7} \times \sqrt{845.7} = 369$$

$$95\% \text{ confidence interval} = \sqrt{369} \times 1.96 = 37.7 \text{ td.m/ha.}$$

Cuando la densidad de biomasa se correlaciona positivamente entre t_1 y t_2 , el término final de la **Ecuación 45** sirve para reducir la varianza total, y de este modo, aumenta la precisión. De forma más general, la **Ecuación 44** y la **Ecuación 45** también pueden ser utilizadas para determinar la incertidumbre de cualquier variación en la biomasa medida entre dos momentos en el tiempo, al igual que en el análisis del monitoreo forestal general. En este caso, y en ausencia de alteraciones significativas, es probable que la correlación sea alta, y típicamente mayor a 0,8 (Köhl *et al.*, 2006) especialmente si t_1 y t_2 se encuentran relativamente cercanos en el tiempo (< 10 años de diferencia).

La **Ecuación 44** y la **Ecuación 45** representan dos casos extremos donde ya sea que se estudiaron todas las parcelas originales (**Ecuación 45**), o no se volvió a estudiar ninguna de las parcelas originales (**Ecuación 44**). La situación intermedia ocurre cuando solo una porción de las parcelas es permanente, siendo algunas de ellas medidas en t_1 , y otras medidas solo en t_2 . Esto puede ocurrir si, por ejemplo, algunas parcelas se perdieron o destruyeron después de t_1 pero fueron reemplazadas por otras parcelas en t_2 , o si hubo dificultades para relocalizar las parcelas en el terreno. Garantizar una combinación de parcelas permanentes y temporales también se puede incorporar en el diseño del estudio para poder entregar alguna garantía frente a la situación donde, en el tiempo, las parcelas permanentes dejan de ser representativas, lo que podría introducir potenciales sesgos. Un diseño de muestreo con una mezcla de parcelas temporales y permanentes se conoce como muestreo con sustitución parcial (Ware and Cunia, 1962; Loetsch and Haller, 1964), siendo el cálculo de $\hat{V}(\hat{\mu}_{EF})$ más complejo que cualquiera de los casos extremos. Köhl *et al.* (2015) proporcionar una descripción más completa del muestreo con sustitución parcial en el contexto de REDD, y también presentar los cálculos necesarios para estimar $\hat{V}(\hat{\mu}_{EF})$ para esta situación. Estos cálculos utilizan la regresión lineal para actualizar la media de la densidad de carbono en t_1 en base a la información integrada dentro de los resultados del estudio de t_2 y, por lo tanto, la estimación de la variación media en la densidad de carbono ya no es igual a la diferencia simple dada en la **Ecuación 23**. Si se considera inapropiada, entonces se puede utilizar una

estimación alternativa para el muestreo con reemplazo parcial (Päivinen and Yli-Kojola, 1989). El cálculo se describe en el **Recuadro 37**.

Las incertidumbres en la estimación de los factores de emisiones/absorciones se pueden reducir mediante:

- ▶ el aumento de la densidad del muestreo sin una subestratificación adicional;
- ▶ una subestratificación adicional que centre el muestreo en superficies forestales que probablemente serán afectadas por las actividades de REDD+, después y antes que han ocurrido las transferencias entre los estratos o los cambios de uso de la tierra. Si se lleva a cabo una estratificación adicional, entonces las estimaciones para $\hat{\mu}_{EF}$ y $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$ deben ser calculadas utilizando los estimadores adecuados para un diseño de muestreo estratificado, tal como se describe en la **Sección 4.2.3.2**. Generalmente se recomiendan no más de 6–8 estratos (Cochran, 1977; p134). Además, las intensidades de muestreo dentro de los estratos deben ser lo suficientemente grandes para producir tamaños de muestra de 10–20 Cochran, 1977; Särndal *et al.*, 1992);
- ▶ el mantenimiento de la misma estratificación y densidad de la muestra, pero utilizando información auxiliar para verificar la dirección del cambio. Por ejemplo, en el caso de la degradación, si la dirección de la transferencia fue coherente con la fragmentación forestal en progreso, entonces es poco probable que aumente la densidad de carbono forestal y la probabilidad de distribución de la estimación de la degradación se debe considerar truncada para poder eliminar la posibilidad de aumento;
- ▶ el aumento en la cantidad de parcelas permanentes de muestra, si se utiliza el Método 2 para estimar la variación de la densidad de carbono en el tiempo.

La estimación de la incertidumbre para el factor de emisiones $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$ dado en la **Ecuación 42** y en la **Ecuación 44** incluye solo el error debido al muestreo y, aunque suele ser la fuente de error más importante, hay una serie de otras fuentes de error, como errores de medición, errores asociados con el uso de modelos alométricos utilizados para predecir la biomasa de los árboles, o errores en los factores de expansión, como las relaciones raíz-vástago para estimar la biomasa subterránea. Estos errores adicionales se pueden considerar independientes del error de muestreo y, por ende, la varianza total del error se puede estimar sumándolos a $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$. De estas fuentes adicionales de errores, la incertidumbre que emana de la predicción de cada individuo a partir del modelo de biomasa, y la incertidumbre que resulta a partir de la elección de modelos alternativos adecuados, son probablemente los principales términos adicionales que se debe considerar incluir. Lo anterior disminuye cuando se aumenta el tamaño de la muestra y, por ende, su importancia es una función parcial del número total de estimación de individuos. La última de estas fuentes de error es independiente del tamaño de la muestra y, por lo tanto, no puede ser reducida aumentando el trabajo en terreno. Si existen modelos alométricos alternativos para una determinada situación, se recomienda que la incertidumbre ocasionada por la elección del modelo sea incluida en la estimación total del error. Los errores de medición, tales como errores en la estimación del diámetro del tronco, son generalmente reducidos siempre que se utilicen protocolos forestales estándar. Se puede utilizar una amplia gama de métodos diferentes para estimar estos términos de error de modelo alométrico adicionales, incluidas aproximaciones analíticas (p.ej., Lo, 2005, Ståhl *et al.*, 2014), métodos de Monte Carlo (p.ej., Molto *et al.*, 2013, Picard *et al.*, 2015) y enfoques híbridos (p.ej., Chave *et al.*, 2004). Estas fuentes de errores adicionales se pueden combinar en un solo término de varianza, $\nabla(\hat{\mu}_{Allom})$, y se pueden sumar a $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$ para entregar la estimación

del error total.

Recuadro 37: Estimación de la incertidumbre de los factores de emisiones/absorciones bajo muestreo con reemplazo parcial

El muestreo con reemplazo parcial es un diseño de estudio en donde el cambio medido a través del tiempo involucra una combinación de parcelas de muestreo temporales y permanentes. La estimación de la incertidumbre de la diferencia entre dos períodos de tiempo, requiere las siguientes magnitudes:

n_{12} : El número de parcelas comunes o permanentes en t_1 y t_2 .

n_1 : El número total de parcelas en el t_1 .

n_2 : El número total de parcelas en el t_2 .

n_{1+} : El número de parcelas únicas en el t_1 .

n_{+2} : El número de parcelas únicas en el t_2 .

$s_{t_1}^2, s_{t_2}^2$: La varianza de la densidad del carbono medida en t_1 y t_2 .

r : La correlación de la densidad del carbono a nivel parcela entre t_1 y t_2 .

A partir de esta información, se calculan dos parámetros ponderados:

Ecuación 46

$$A = \frac{n_{12}(rn_{+2} + n_1)}{n_1n_2 - n_{+2}n_{1+}r^2}$$

Ecuación 47

$$B = \frac{n_{12}(rn_{1+} + n_2)}{n_1n_2 - n_{+2}n_{1+}r^2}$$

y la incertidumbre de la estimación del factor de emisiones/absorciones es dada por:

Ecuación 48

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_{EF}) = \frac{A^2s_1^2 + B^2s_2^2 - 2ABrs_1s_2}{n_{12}} + \frac{(1-A)^2s_1^2}{n_{1+}} + \frac{(1-B)^2s_2^2}{n_{+2}}$$

Si todas las parcelas medidas en el t_1 también son medidas en el t_2 , entonces $A = B = 1$, y la **Ecuación 48** se reduce a la **Ecuación 45**. Si no hay parcelas en común entre t_1 y t_2 , entonces $A = B = 0$, y la **Ecuación 48** se reduce a la **Ecuación 44**. En este último caso, $n_{12} = 0$, y el primer término en la **Ecuación 48** es indefinido.

4.4.2 Inferencia basada en modelos

Con frecuencia, no se dispone de muestras probabilísticas con métodos de campo consistentes y un tiempo conocido y repetido entre mediciones y, como tal, no es posible la inferencia basada en el diseño. En esos casos, los países deben considerar la inferencia basada en modelos (véase el árbol de decisiones en la **Sección 4.4**), ya que no se requiere muestras probabilísticas de datos de referencia para construir el modelo.

La inferencia basada en modelos se basa en los siguientes supuestos subyacentes (McRoberts *et al.*, 2019):

- ▶ la correcta especificación del modelo;
- ▶ una distribución completa de valores posibles para cada unidad de población (en vez de un solo valor);
- ▶ la aleatorización se realiza a través de las observaciones realizadas a partir de las distribuciones que caracterizan las unidades de población seleccionadas para la muestra.

Si bien se pueden utilizar muestras probabilísticas en la inferencia basada en modelos, las muestras intencionales y otras no probabilísticas, como las descritas en la **Sección 3.2.2** y **Sección 3.2.3**, también pueden producir inferencias basadas en modelos completamente válidas (Särndal *et al.*, 1992, p. 534). Al optar por la inferencia basada en modelos, se recomiendan los siguientes pasos (IPCC, 2019):⁽¹⁵⁸⁾

1. Al seleccionar un modelo, asegúrese de que:
 - a. representa adecuadamente la variedad de usos de la tierra, ecosistemas y prácticas de manejo en la región o país;
 - b. permite cuantificar la incertidumbre;
 - c. reduce la incertidumbre en relación con otros métodos disponibles (p.ej., métodos de Nivel 1) o mejora las estimaciones de otras formas (p.ej., una cobertura más completa de reservas de carbono o tierras);
 - d. se puede ejecutar y mantener en un contexto operativo con tiempo y recursos disponibles (p.ej., hay fácil disponibilidad de datos de entrada, los recursos humanos tienen suficiente experiencia y conocimientos, la infraestructura informática es adecuada);
 - e. produce resultados que se pueden utilizar para informar sobre emisiones y absorciones por categorías de uso de la tierra relevantes;
 - f. produce resultados de coherencia de las series temporales;
 - g. es compatible con otros modelos existentes utilizados en el SNMF;
 - h. está bien documentado y probado.
2. Al calibrar el modelo:
 - a. utilice datos que incluyan un rango de condiciones existentes en el país que sea representativo de las circunstancias nacionales;
 - b. considere los análisis de sensibilidad del modelo para determinar los parámetros más importantes para la calibración;

(158) **Capítulo 2.5, Volumen 4, Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019).

- d.** una descripción general de los procedimientos que se utilizan para aplicar el modelo;
- e.** una descripción del enfoque adoptado para estimar la incertidumbre en los resultados del modelo;
- f.** un resumen de los resultados de la verificación del inventario;
- g.** información sobre los pasos de la GC/CC.

Capítulo 5 Integración y estimación

La estimación de las emisiones/absorciones de CO₂ y otros gases requiere la integración de datos de superficies de cambio de uso de la tierra (es decir, datos de la actividad) con otros relativos a la gestión de la tierra y los reservorios de carbono precedentes y posteriores a la perturbación (es decir, biomasa, materia orgánica muerta [madera muerta y materia orgánica del suelo] y existencias de carbono en el suelo)(IPCC, 2019). El tipo de datos de la actividad disponibles, ya sea el Método 1, 2 o 3, afecta el uso posterior de los datos en la estimación de las emisiones y absorciones para cumplir con los objetivos definidos de MNV.

Los países que utilizan datos del Método 2, donde se conoce la información sobre las superficies de cada conversión del uso de la tierra, pero esta no es espacialmente explícita, todavía deben vincular las estimaciones de la superficie a las existencias iniciales de carbono apropiadas, a los factores de emisión, etc. En algunos casos, podría ser necesario asignar los datos de conversión del uso de la tierra al clima y/o tipo de vegetación, suelo y estratos sometidos a manejo. Esto se puede realizar mediante alguna forma de muestreo, escalonamiento o dictamen de expertos (**Sección 2.3.10**). Los países deberían documentar las bases que fundamentan esas decisiones, y cualquier método aplicado para confrontación o verificación cruzada de las estimaciones.

Los países que utilizan datos del Método 3, podrían distribuir las superficies de conversión del uso de la tierra, intersecando espacialmente los datos con otras series de datos espaciales como el clima y/o el tipo de vegetación, el suelo y los estratos sometidos a manejo. Sin embargo, es probable que se necesite la inferencia, por ejemplo, basada en los datos de sondeos y en el dictamen de expertos, para distribuir la conversión del uso de la tierra y los datos biofísicos por las prácticas de gestión, ya que los datos de estas prácticas raramente están disponibles en formatos espacialmente explícitos (**Sección 2.3.10**).

Al comparar los datos de la actividad con las existencias de carbono, los factores de emisiones y absorciones y otros datos relevantes, se deben seguir los siguientes principios:

- ▶ hacer corresponder las clasificaciones nacionales del uso de la tierra con tantas categorías de uso de la tierra como sea posible;
- ▶ si las clasificaciones nacionales de uso de la tierra no corresponden a las categorías de uso de la tierra de estas directrices, documentar la relación entre los sistemas de clasificación;
- ▶ usar las clasificaciones de manera coherente a través del tiempo y, en su caso, documentar cualquier modificación realizada al sistema de clasificación;
- ▶ documentar las definiciones de las categorías de la tierra, las estimaciones del uso de la tierra y cómo se corresponden con los factores de emisiones y absorciones;
- ▶ hacer corresponder cada categoría o subcategoría de uso de la tierra con las estimaciones de existencias de carbono, los factores de emisiones y absorciones y otros datos relevantes adecuados.

Los pasos recomendados para hacer corresponder las superficies de tierra con los factores de emisiones y absorciones, son los siguientes:

1. Comenzar con la estratificación de la superficie de uso de la tierra más desagregada, así como con los factores de emisiones y absorciones más detallados disponibles, necesarios para hacer

una estimación.

2. Incluir solo aquellos estratos aplicables en su país y utilizarlos como base para la estratificación.
3. Hacer corresponder las estimaciones del uso de la tierra con la estratificación básica al nivel más desagregado posible. Puede que los países necesiten un examen técnico de expertos para alinear las mejores estimaciones disponibles de la superficie de uso de la tierra con la estratificación básica.
4. Asignar los factores de emisiones y absorciones a la estratificación básica haciéndolos corresponder tanto como sea posible con las categorías de estratificación.

Si a nivel nacional no hay disponibilidad de información relacionada con los reservorios de carbono clave identificados (**Sección 2.3.9**) para ser asignada a la estratificación básica desagregada, se prefiere la aplicación de factores de emisiones/absorciones de Nivel 1 a la exclusión de las existencias de carbono.

Según la orientación del IPCC, los inventarios compatibles con las buenas prácticas son aquellos que «no contienen estimaciones ni excesivas ni escasas, en la medida en que se pueda determinar, y en las que las incertidumbres se minimicen tanto como sea posible». Esto significa que las orientaciones del IPCC están destinadas a proporcionar disposiciones para desarrollar estimaciones de inventarios que sean precisas, pero no prudentes (**Recuadro 38**). La incertidumbre total⁽¹⁵⁹⁾ es un resultado obligatorio de la integración y debería proporcionarse como parte de la estimación. El IPCC presenta dos enfoques para estimar la incertidumbre:

- ▶ **Enfoque 1** – Propagación del error;
- ▶ **Enfoque 2** – Análisis de Monte Carlo.

La propagación del error puede ser más fácil de aplicar, pero requiere hipótesis que con frecuencia no se cumplen por completo, como la falta de correlaciones significativas entre las cantidades utilizadas en el inventario, las incertidumbres que son inferiores a +/- 30 por ciento del valor de la cantidad, o incertidumbres que son distribuidas simétricamente.

El análisis de Monte Carlo requiere más información sobre las distribuciones de la probabilidad de los datos incluidos en los cálculos y, como tal, suele abarcar hipótesis y más información sobre los procesos subyacentes. Su aplicación depende de la capacidad de adquirir esa información. La utilización de este enfoque es apropiada en particular cuando las incertidumbres son grandes, su distribución no es gaussiana y los algoritmos son funciones complejas.

El análisis de Monte Carlo, u otras herramientas estadísticas, también se pueden utilizar para realizar un análisis de sensibilidad con miras a identificar directamente los factores principales que contribuyen a la incertidumbre general. Por lo tanto, un análisis de Monte Carlo, o cualquier instrumento similar, puede ser una herramienta valiosa para el **análisis de las categorías clave**. Este método se puede utilizar, por ejemplo, para analizar categorías de fuentes más desagregadas, modelizando correlaciones, factores de emisiones/absorciones y datos de la actividad por separado, a

(159) La medida de la incertidumbre será un intervalo de confianza del 95 por ciento alrededor de una estimación puntual del valor. La cuantificación de la incertidumbre se basa en los datos de entrada utilizados en las ecuaciones de la metodología. La incertidumbre general de las emisiones/absorciones depende de la incertidumbre asociada con cada variable de datos y parámetro utilizados.

fin de identificar los principales parámetros en lugar de las categorías clave.

El IPCC 2019 presenta un árbol de decisiones para elegir el tipo de enfoque para estimar la incertidumbre (véase la **Figura 3.1a en el Capítulo 3, Volumen 1**), señalando que:

- ▶ los enfoques híbridos son posibles cuando la técnica de propagación varía entre categorías;
- ▶ incluso cuando los requisitos para la aplicación del Enfoque 1 no están completamente presentes, aún puede proporcionar información útil sobre la incertidumbre del inventario.⁽¹⁶⁰⁾

Recuadro 38: El concepto de prudencia y su aplicación

El concepto de prudencia, en el contexto de la contabilización de los resultados de la mitigación, proviene del Protocolo de Kyoto y de la formulación de sus reglas y modalidades contables. La prudencia:

- ▶ no debe abordar los sesgos en las estimaciones utilizadas para calcular la cantidad contabilizada;
- ▶ se aplica a la cantidad contabilizada, no a las estimaciones utilizadas para contabilizar la cantidad;
- ▶ tiene como objetivo reducir a cero la probabilidad de que la cantidad contabilizada sea una estimación excesiva de la cantidad real de emisiones mitigadas.

Por lo tanto, la prudencia tiene como objetivo minimizar el riesgo de estimación escasa de la integridad ambiental o, en algunos casos (p.ej., estimaciones del año base), de estimación excesiva para aplicaciones contables específicas. Por ejemplo:

- ▶ En virtud del Protocolo de Kyoto, si los equipos de revisión de expertos no están de acuerdo con las estimaciones de un país, aplican un procedimiento de ajuste al inventario nacional de GEI de esa Parte, conforme al Artículo 5.2, que da como resultado estimaciones que son prudentes para la Parte en cuestión, a fin de asegurar que no se estimen escasamente las emisiones antropogénicas y que no se estimen excesivamente las absorciones antropogénicas por sumidero ni las emisiones antropogénicas del año base.
- ▶ Para un proyecto de forestación/reforestación del MDL, las estimaciones con alta incertidumbre pueden usarse en metodologías solo si dichas estimaciones son prudentes. Las **metodologías de FR del MDL** proporcionan un procedimiento para aplicar factores de descuento a fin de hacer prudentes los valores medios estimados de los parámetros.
- ▶ En el caso de REDD+, la prudencia tendría como objetivo no estimar excesivamente las absorciones y/o escasamente las emisiones en los resultados, y no estimar excesivamente las emisiones y/o escasamente las absorciones en el nivel de referencia.

Las Directrices del IPCC no proporcionan una guía metodológica para estimaciones prudentes. Las reglas para producir estas estimaciones prudentes a veces se derivan de la consideración de los rangos de incertidumbre del IPCC.

⁽¹⁶⁰⁾ Debido a su facilidad de uso comparado con el enfoque de Monte Carlo, se recomienda aplicar también la propagación del error como herramienta de GC/CC al aplicar el análisis de Monte Carlo.

5.1 Estimación del total de emisiones y absorciones y su incertidumbre asociada

En términos generales, las estimaciones de emisiones y absorciones se realizan sumando las diferencias en las estimaciones de las variaciones de las existencias de carbono por unidad de superficie, multiplicándolas por la estimación de la superficie en la que se han producido las variaciones en el carbono. Las variaciones en el carbono se pueden estimar entre el tiempo 1 (t_1) y el tiempo 2 (t_2) ya sea como:

$$\Delta C_{t_1,2} = (\text{área de un estrato dado}) \times (\text{cambio en la densidad del carbono del estrato})$$

o

$$\Delta C_{t_1,2} = (\text{superficie transferida entre dos estratos}) \times (\text{cambio en la densidad del carbono entre los estratos})$$

Los métodos y los niveles adoptados, junto con las herramientas de integración utilizadas para generar estas estimaciones, influyen en los pasos que se tomen en el SNMF.

Tanto las estimaciones de densidad de carbono como de la superficie tienen incertidumbres que deben combinarse al estimar la incertidumbre de las emisiones o absorciones de carbono asociadas con cada uno de los reservorios relevantes (es decir, biomasa, materia orgánica muerta, materia orgánica en el suelo y carbono del suelo). Asimismo, las incertidumbres para las emisiones de GEI distintos del CO₂ se estiman combinando componentes de incertidumbre de los factores de emisiones/absorciones y de los datos de la actividad. La estimación de la incertidumbre de la superficie y las variaciones en esta superficie se describe en la **Sección 4.2.3** y se expresan como la varianza en la estimación de la media, denotada por $\nabla(\hat{\mu}_A)$. La estimación de la incertidumbre en las variaciones en la densidad de carbono se describen en **Sección 4.4.1**, y están dadas por $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$.

Las estimaciones de las emisiones correspondientes, $\hat{\mu}_E$, se calculan como el producto de la superficie y los factores de emisión estimados,

Ecuación 49

$$\hat{\mu}_E = \hat{\mu}_A \times \hat{\mu}_{EF}$$

Si las unidades de $\hat{\mu}_E$ están en carbono, entonces la conversión a CO₂ se logra directamente multiplicando por 44/12.

La **Sección 5.2.2.1 de la GPG2003** hace referencias a la **Sección 6.3 de la GPG2000**⁽¹⁶¹⁾ que describe la Regla B para combinar incertidumbres cuando las cantidades se multiplican juntas, como en la **Ecuación 49**. La Regla B establece que la incertidumbre porcentual del producto es la raíz cuadrada de la suma de los cuadrados de las incertidumbres porcentuales estimadas para cada una de las cantidades que se multiplican. Esta regla se utiliza a menudo para calcular la varianza del producto de dos variables aleatorias independientes (es decir, no correlacionadas). Goodman (1960) derivó una expresión exacta para la varianza como un porcentaje que no requiere información adicional para

(161) Correspondiente a la **Sección 3.2.3.1, Volumen 1 de las 2006GL**.

estimar, y que viene dada por:

Ecuación 50

$$V(\hat{\mu}_E) = \hat{\mu}_{EF}^2 \times V(\hat{\mu}_A) + \hat{\mu}_A^2 \times V(\hat{\mu}_{EF}) + V(\hat{\mu}_A) \times V(\hat{\mu}_{EF})$$

La **Ecuación 50** asume la independencia de las dos estimaciones y requiere estimaciones de la media y la varianza de la media para la superficie (A) y estimaciones de los factores de emisiones/absorciones y sus varianzas. En el **Recuadro 39** se ofrece un ejemplo del cálculo de las emisiones totales a partir de los datos de la actividad y los factores de emisión para un solo estrato. A menudo, la estimación de emisiones requerida es aquella que combina N estimaciones separadas a nivel de estrato, para dar una estimación total para todos los estratos combinados. En este caso, las emisiones totales son la suma de las emisiones totales para cada estrato, $\sum \hat{\mu}_{E_i}$ ($i = 1 \dots N$) con la varianza de la estimación igual a $\sum V(\hat{\mu}_{E_i})$.

Los países podrían necesitar estimar la incertidumbre asociada con una diferencia entre una estimación de emisiones o absorciones del período de informe y el NREF/NRF. El **Recuadro 39** presenta un ejemplo típico de cómo hacer esto para la deforestación, utilizando los enfoques descritos en esta sección.

Para una densidad de muestreo determinada, las incertidumbres asociadas con la degradación o las extracciones como resultado del crecimiento del bosque, ya sea en un BNM o en bosques plantados, son mayores que las asociadas con las estimaciones de la deforestación. Si la incertidumbre en la estimación de la biomasa excede la diferencia en las densidades de carbono entre ambos substratos, la incertidumbre de la estimación de la degradación supera el 100 por ciento; en otras palabras, aunque la estimación central siga siendo que se ha producido una degradación de las existencias de carbono en bosques, existirá alguna posibilidad de que realmente haya habido una ganancia.

Las emisiones de GEI distintos del CO₂ asociadas con los incendios se estiman multiplicando los factores de emisiones/absorciones apropiados para el tipo de incendio junto con las superficies quemadas y la cantidad de combustible quemado por unidad de superficie. Las superficies se estiman a partir de cicatrices de quemaduras recolectadas con sensores remotos y tienen incertidumbres asociadas, o como resultado de estudios en el terreno. Los factores de emisiones/absorciones y los rangos de incertidumbre se proporcionan en la Tabla 2.5 mencionada en la **Sección 2.4, Volumen 1 de las 2006GL**.⁽¹⁶²⁾ La incertidumbre combinada asociada con estas emisiones se puede estimar utilizando las ecuaciones para combinar las incertidumbres dadas en la **Ecuación 44** y en la **Sección 4.4.1.2**.

Recuadro 39: Aplicación del análisis de incertidumbre a la deforestación

Este ejemplo utiliza los resultados del cambio de superficie debido al cálculo de deforestación descrito en el **Recuadro 32**, y lo combina con un cambio hipotético en el escenario de densidad de carbono.

Paso 1: Cambio en la superficie de tierra deforestada – el ejemplo del **Recuadro 32** suministra la superficie total de pérdida de bosque como 21 158 ha, con un error estándar de

(162) El método de la **Sección 3.2.1.4 de la GPG2003** indexa las emisiones de incendios de gases distintos del CO₂ a las emisiones de CO₂ y no proporciona rangos de incertidumbre predeterminados.

3 142 ha. Las cantidades necesarias para calcular las emisiones totales son:

$$\begin{aligned}\widehat{\mu}_{A_i} &= 21,158 \text{ ha} \\ \widehat{V}(\widehat{\mu}_A) &= 3,142^2 = 9,872\end{aligned}$$

Paso 2: Cálculo del factor de emisión a partir del cambio en la densidad de la biomasa

– suponiendo que la densidad de carbono del bosque intacto es de 250 t C/ha, con un error estándar de 25 t C/ha (correspondiente a una incertidumbre del 10%). Suponiendo que la densidad de carbono del bosque, después del desmonte, sea de 30 t C/ha, con un error estándar de 3 t C/ha (que también corresponde a una incertidumbre del 10%). El carbono residual en el bosque después de la tala surge de los residuos de la tala o parches de deforestación incompleta.

Suponiendo que los datos del estudio de campo subyacentes a las estimaciones de la densidad de carbono antes y después de la deforestación, implicaron un muestreo independiente, el cálculo del cambio en la densidad de la biomasa y su incertidumbre es:

$$\begin{aligned}\widehat{\mu}_{EF} &= (250 - 30) \times \frac{44}{12} \\ &= 807 \text{ tCO}_2/\text{ha} \\ \widehat{V}(\widehat{\mu}_{EF}) &= (25 \times 44 \div 12)^2 + (3 \times 44 \div 12)^2 \\ &= 8,539\end{aligned}$$

Usando la **Ecuación 42** de las incertidumbres de los factores de emisiones y absorciones. La constante 44/12 se utiliza para convertir la densidad de carbono en unidades de CO₂.

Paso 3: Cálculo de las emisiones totales – las emisiones totales debidas a la deforestación y su incertidumbre se calculan utilizando la **Ecuación 49** y la **Ecuación 50**, respectivamente:

$$\begin{aligned}\widehat{\mu}_E &= 21,158 \times 807 \\ &= 17,083 \text{ t CO}_2 \\ \widehat{V}(\widehat{\mu}_E) &= 807^2 \times 9,872,164 + 21,158^2 \times 8,539 + 9,872,164 \times 8,539 \\ &= 1.034 \times 10^{13}\end{aligned}$$

Para este ejemplo hipotético, la deforestación ha provocado una pérdida de unos 17,1 millones de toneladas de CO₂, con un error estándar de $\sqrt{1.034 \times 10^{13}} = 3,200,000 \text{ t CO}_2$. El intervalo de confianza del 95% (como se utiliza en las directrices y orientación del IPCC) se calcula como el error estándar multiplicado por 1,96, lo que arroja el resultado final de 17,1 +/- 6,3 millones de toneladas de CO₂, o un intervalo de confianza del 95% de 10,8 a 23,4 millones de toneladas de CO₂.

Recuadro 40: La incertidumbre en la diferencia entre un NREF/NRF y las emisiones derivadas de la deforestación durante un período de evaluación

Supongamos que para establecer el NREF se realizara un número N de determinaciones anuales sucesivas de tasa de deforestación y que estas tuvieran valores $\hat{\mu}_{A_i}$ ha/yr ($j = 1 \dots N$), y que al utilizar el método señalado en la **Sección 4.2.3**, la incertidumbre de cada determinación se estimara en $\hat{V}(\hat{\mu}_{A_i})$ correspondiente a la varianza de la tasa promedio de deforestación. En este caso, para el NREF, la superficie anual deforestada promediada por sobre la determinación N es:

Ecuación 51

$$\hat{\mu}_A = \frac{\sum \hat{\mu}_{A_i}}{N}$$

Y si las determinaciones sucesivas no están correlacionadas, la incertidumbre correspondiente sería:

Ecuación 52

$$\hat{V}(\hat{\mu}_A) = \left(\frac{\sqrt{\sum \hat{\mu}_{A_i}}}{N} \right)^2$$

Del mismo modo, si durante el período de evaluación se efectuaran M determinaciones sucesivas de la tasa de deforestación con valores $\hat{\mu}_{B_j}$ ha/yr ($j = 1 \dots M$), cada determinación con una incertidumbre de $\hat{V}(\hat{\mu}_{B_j})$ nuevamente usando los métodos establecidos en la **Sección 4.2.3**,

la tasa anual promedio de deforestación durante el período de evaluación sería:

Ecuación 53

$$\hat{\mu}_B = \frac{\sum \hat{\mu}_{B_i}}{N}$$

y la incertidumbre correspondiente es:

Ecuación 54

$$\hat{V}(\hat{\mu}_B) = \left(\frac{\sqrt{\sum \hat{\mu}_{B_i}}}{N} \right)^2$$

Al comparar el NREF y el período de evaluación, la diferencia en la tasa anual promedio de deforestación es:

Ecuación 55

$$\hat{\mu}_{A-B} = \hat{\mu}_A - \hat{\mu}_B$$

y utilizando la **Ecuación 28** del **Recuadro 33** la incertidumbre de esta diferencia es:

Ecuación 56

$$V(\hat{\mu}_{A-B}) = V(\hat{\mu}_A) + V(\hat{\mu}_B)$$

Ahora supongamos que el factor de emisiones/absorciones (la densidad de carbono por unidad de superficie) es $\hat{\mu}_{EF} \text{tCO}_2/\text{ha}$ con una incertidumbre de $V(\hat{\mu}_{EF})$. La diferencia media anual en emisiones de CO_2 entre el NREF y el período de evaluación, se calcula como la diferencia en superficie multiplicada por el factor de emisiones/absorciones.

Ecuación 57

$$\hat{\mu}_\Delta = \hat{\mu}_{EF} \times \hat{\mu}_{A-B}$$

con la incertidumbre de $\hat{\mu}_\Delta$ dada en la **Ecuación 58**, consistente con la **Ecuación 50**:

Ecuación 58

$$V(\hat{\mu}_\Delta) = \hat{\mu}_{EF}^2 \times V(\hat{\mu}_{A-B}) + \hat{\mu}_{A-B}^2 \times V(\hat{\mu}_{EF}) + V(\hat{\mu}_{A-B}) \times V(\hat{\mu}_{EF})$$

El resultado también se puede expresar en términos de un intervalo de confianza del 95%.

Ecuación 59

$$\hat{\mu}_\Delta \pm t_{0.95} \times \sqrt{\hat{V}(\hat{\mu}_\Delta)}$$

5.2 Propagación del error y análisis de Monte Carlo

Una vez que se han determinado las incertidumbres en los datos de la actividad, el factor de emisión u otros parámetros para una categoría, estos se pueden combinar para proporcionar estimaciones de incertidumbre para las emisiones de la categoría (**Sección 5.1**).

Seguidamente, se pueden combinar para proporcionar estimaciones de la incertidumbre para el total de las emisiones netas nacionales en cualquier año y la tendencia general del inventario a lo largo del tiempo.

El IPCC ha demostrado que, con los mismos datos de entrada, la propagación del error y la simulación de Monte Carlo dan resultados similares. Cualquiera de estos enfoques se puede utilizar para fuentes de emisión o sumideros, sujeto a las hipótesis y limitaciones de cada enfoque y a la disponibilidad de recursos.⁽¹⁶³⁾ En la práctica, sin embargo, las opciones no siempre son sencillas.

Enfoque 1 – Propagación del error

El Enfoque 1 es más fácil de aplicar pero requiere hipótesis que con frecuencia no se cumplen por completo, como la falta de correlaciones significativas entre las cantidades utilizadas en el inventario, incertidumbres que sean menores del +/- 30 por ciento del valor de la cantidad o incertidumbres que estén distribuidas simétricamente. El Enfoque 2 requiere más información sobre las distribuciones de probabilidad de los datos utilizados para los cálculos. Como tal, también comprende hipótesis y más información sobre los procesos subyacentes y su aplicación depende de la capacidad para adquirir esta información. El uso del Enfoque 2 es apropiado, en particular, cuando las incertidumbres son grandes, su distribución no es gaussiana y los algoritmos son funciones complejas (IPCC, 2019).

A fin de cuantificar la incertidumbre utilizando el Enfoque 1, se requieren estimaciones de la incertidumbre para cada dato de entrada, así como la ecuación a través de la cual se combinan todos estos datos para estimar un resultado. Se utiliza una ecuación de propagación para la adición y la sustracción y otra ecuación de propagación para la multiplicación.⁽¹⁶⁴⁾

Enfoque 2 – Técnicas de Monte Carlo (o similares)

El análisis de Monte Carlo es adecuado para la evaluación detallada de la incertidumbre categoría por categoría, en particular cuando las incertidumbres son grandes, la distribución no es normal, los algoritmos son funciones complejas y/o existen correlaciones entre algunos de los conjuntos de actividades, factores de emisiones o ambos. La simulación de Monte Carlo requiere que el analista especifique funciones de distribución de probabilidad (Fishman, 1996) que representan razonablemente cada entrada a los métodos de estimación. Las funciones de distribución de probabilidad pueden obtenerse mediante una variedad de métodos, incluido el análisis estadístico de datos o el dictamen de expertos. Una consideración fundamental es desarrollar las distribuciones de las variables de entrada para los cálculos de emisiones/absorciones, de modo que se basen en hipótesis subyacentes consistentes con respecto al tiempo promedio, la ubicación y otros factores condicionantes relevantes para la evaluación particular (p.ej., las condiciones climáticas que influyen en las emisiones de GEI agrícolas). El análisis de Monte Carlo puede tratar con funciones de densidad de probabilidad de cualquier forma y ancho físicamente posibles, así como manejar diversos grados de correlación (tanto en el tiempo como entre categorías de fuente/sumidero). La **Sección 3.2.3 en el Capítulo 3, Volumen 1 de las 2006GL** proporciona una guía detallada sobre los métodos de Monte

(163) La Figura 3.1a en la **Sección 3.1.2, Capítulo 3, Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019), muestra un proceso básico paso a paso para elegir un enfoque.

(164) Véanse las ecuaciones 3.1 y 3.2, respectivamente, que se han actualizado en el **Capítulo 3, Volumen 1 del Perfeccionamiento de 2019** (IPCC, 2019).

Carlo, que no se repiten aquí; sin embargo, se exhorta a los compiladores a consultar las **figuras 3.6 y 3.7** que proporcionan ilustraciones concisas de cómo aplicar el método de Monte Carlo, en particular cómo se combinan las incertidumbres de diferentes fuentes para generar una incertidumbre general. Si las emisiones y absorciones se estiman utilizando un sistema totalmente integrado (**Sección 2.4.2**), en lugar de la simple multiplicación de datos de la actividad y factores de emisiones/absorciones, el análisis de Monte Carlo puede ser el único enfoque viable para estimar las incertidumbres. Los datos de entrada son los mismos que para el enfoque de propagación del error y (si hay datos disponibles) el enfoque también puede tener en cuenta las correlaciones automáticas y cruzadas, que no pueden incluirse fácilmente en el enfoque simple de propagación del error.

Capítulo 6 Notificación y verificación

Para lograr los objetivos de la CMNUCC, los países necesitan información confiable, transparente y completa sobre las emisiones de GEI. En los capítulos anteriores se brindó orientación sobre cómo estimar mejor las emisiones y absorciones, pero es igualmente importante poder notificar y verificar esas estimaciones. Por tanto, la notificación y la verificación son fundamentales para garantizar la transparencia, la buena gobernanza, la rendición de cuentas y la credibilidad de los resultados, y para generar confianza en que los recursos se utilizan de forma eficaz. Con el fin de garantizar que se reconozcan los esfuerzos para estimar las emisiones y absorciones, la CMNUCC proporcionó orientación sobre cómo notificarlas y ha establecido procesos para verificar internacionalmente las estimaciones informadas para los inventarios nacionales de GEI (CMNUCC, 2014)⁽¹⁶⁵⁾ así como para los NREF/NRF y los resultados de REDD+. Este capítulo describe el proceso general de notificación y verificación, de conformidad con la CMNUCC, relativo a REDD+. Ilustra, asimismo, los requisitos generales relacionados con el IGEI, incluidas la transparencia, la verificación interna y externa. Elabora detalles específicos sobre los informes y la verificación relativos a REDD+, como los NREF/NRF y los anexos técnicos de los IBA.

6.1 Transparencia y notificación

Los requisitos generales para la notificación y verificación emanan de su objetivo de proporcionar información para evaluar el nivel y la tendencia en los GEIs a lo largo del tiempo, así como sus impulsores y las acciones para abordarlos; y generar confianza en la información proporcionada asegurando su calidad.

De conformidad con los objetivos de la notificación, se requiere un informe transparente, que sea comparable con los presentados por otras Partes, para brindar información a lo largo del tiempo:

- ▶ Completo, en el sentido de que incluya toda la información que se necesita comprender a lo largo de un período establecido y permita determinar:
 - › los niveles y tendencias de todos los flujos de GEIs antropogénicos en todo el país;
 - › los impulsores de esos flujos de GEIs, y a qué tasa y con qué tendencia a lo largo del tiempo, cada uno de estos está ocurriendo;
 - › las acciones/actividades que se han implementado⁽¹⁶⁶⁾, y/o se están planificando, para reducir las emisiones de GEIs o para eliminar el CO₂, y sus resultados.
- ▶ Consistente, para permitir el seguimiento del progreso real a lo largo del tiempo;
- ▶ Exacto, para evitar cualquier sesgo, y preciso, para reducir la incertidumbre tanto como sea posible.

Estos requisitos de información, en lo que respecta a la notificación y verificación en general de las emisiones y absorciones de GEIs, se han elaborado en el marco de la CMNUCC en el contexto de los dos procesos siguientes:

⁽¹⁶⁵⁾ La CMNUCC está preparando la actualización de un **Manual para la revisión de los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero**.

⁽¹⁶⁶⁾ Las acciones/actividades están calificadas y cuantificadas por una serie de indicadores, tales como: el marco de tiempo de implementación, así como de la desviación de los GEIs del IBA; el IBT; el marco jurídico; los recursos asignados; los GEIs, la tierra y los reservorios afectados; el calendario y el sistema de seguimiento.

1. Las directrices de la CMNUCC, que establecen el objetivo, el alcance y el momento de la presentación de informes.
2. Las directrices del IPCC, que establecen los métodos para realizar estimaciones y garantizar la calidad de la información formulada en buenas prácticas.⁽¹⁶⁷⁾

Ambos procesos se rigen por cinco principios generales para la presentación de informes (**Sección 2.3**). Estos principios son la base sobre la cual el IPCC ha formulado sus buenas prácticas para estimar las emisiones y absorciones de GEIs (es decir, orientación metodológica, destinada a garantizar que todas y cada una de las estimaciones de GEIs siempre sean sistemáticamente ni excesivas ni escasas, en la medida en que se pueda determinar, y que sean exactas⁽¹⁶⁸⁾, tanto como sea posible). Por lo tanto, para ser aceptada dentro del marco de informes para la mitigación, de conformidad con la CMNUCC, una estimación debe estar libre de sesgos, mientras que el requisito de precisión está sujeto a límites prácticos. Estos son límites que no se han establecido por defecto, ya que están determinados por los recursos disponibles, por la variabilidad de los flujos de GEI y por la complejidad del proceso a partir del cual se generan.

En consecuencia, el proceso de verificación que se presenta a continuación es necesario para evaluar si la información se ha presentado de manera transparente, exacta, coherente, comparable y completa y si se ha reducido la incertidumbre tanto como sea posible.⁽¹⁶⁹⁾

6.2 Verificación interna y externa

El IPCC define la verificación como la recopilación de actividades y procedimientos realizados durante la planificación y el desarrollo, o después de la finalización de un inventario, que puede ayudar a establecer la confiabilidad de sus estimaciones y las incertidumbres asociadas.

Según la CMNUCC, la verificación se utiliza dentro de:

- ▶ **Las directrices del inventario nacional de GEI** – en el contexto de la necesidad de comparar estimaciones preparadas con métodos y modelos de Nivel 3 (**Párrafo 41 del Anexo de la decisión 24/CP.19**) con estimaciones independientes alternativas que incluyen el uso de otros niveles. Este proceso es implementado por los compiladores del informe y, por lo tanto, es un ejercicio de verificación interna.
- ▶ **Los procesos de MNV** – la verificación es el procedimiento de evaluación de la información presentada según los principios de transparencia, exactitud, integridad, consistencia y comparabilidad (TEICC) de la notificación (**Sección 2.3**), implementado por un sujeto diferente de los compiladores del IGEL.

La verificación interna tiene como objetivo proporcionar información sobre la credibilidad/probabilidad de las emisiones y absorciones estimadas. La verificación externa tiene como objetivo evaluar toda la información, incluidos los datos auxiliares, las inferencias y el análisis de

⁽¹⁶⁷⁾ «Las buenas prácticas son un concepto clave que deben seguir los compiladores de inventarios al preparar los inventarios nacionales de GEIs» definidas como «un conjunto de procedimientos destinados a garantizar que los IGEIs sean precisos en el sentido de que no se sobrestimen ni subestimen sistemáticamente hasta el momento, en la medida en que se pueda determinar, y que son precisos tanto como sea posible» y también «las buenas prácticas cubren la elección de métodos de estimación adecuados a las circunstancias nacionales, garantía de calidad y control de calidad a nivel nacional, cuantificación de incertidumbres y archivado de datos y notificación para promover la transparencia» (IPCC, 2019).

⁽¹⁶⁸⁾ Lo que significa lo contrario de la incertidumbre.

⁽¹⁶⁹⁾ Dichos límites de viabilidad están sujetos a la consideración caso por caso de las circunstancias dentro de las cuales se preparó la estimación.

incertidumbre, utilizando categorizaciones y formatos comparables, para evaluar la TEICC de la información, con el objetivo de asegurar que no esté sesgada.⁽¹⁷⁰⁾ Ni la CMNUCC ni el IPCC establecen un umbral para la exactitud ya que depende de muchas circunstancias. Un umbral establecido puede ser demasiado generoso en algunas circunstancias y demasiado estricto para otras, según el contexto (p.ej., tipos de bosque).

Los procesos de mantenimiento de registros pueden ayudar a los procesos de verificación interna y externa a evaluar si la información se presenta de manera TEICC y que la incertidumbre se ha reducido tanto como sea posible.

6.3 Procesos internacionales de notificación y verificación en el marco de la CMNUCC

Hay varios procesos de evaluación y revisión técnica y de la notificación en el marco de la CMNUCC a los que los resultados del SNMF contribuyen o son pertinentes. Los requisitos de notificación, de conformidad con la CMNUCC, son de naturaleza relativamente general, aunque anteriormente eran diferentes para los países del Anexo I⁽¹⁷¹⁾ y los países no incluidos en ese Anexo, en términos de contenido y frecuencia de la notificación. Sin embargo, de conformidad con el Acuerdo de París, son casi coincidentes, aunque se reconoce cierta flexibilidad para los países en desarrollo, en su caso. La **Figura 21** muestra los requisitos de notificación para los países desarrollados y en desarrollo a lo largo de un cronograma indicativo antes y después de la implementación del Marco de transparencia

(170) Para una estimación de las emisiones y/o remociones de GEI, esto significa que si bien la transparencia es fundamental para permitir una comprensión clara de su calidad, su exactitud y consistencia aseguran que se hayan evitado las fuentes de sesgo. Sin embargo, otras fuentes de sesgo pueden afectar una estimación, como la falta de representatividad de los datos utilizados o una modelización errónea del proceso fuente/sumidero.

(171) En general, los países desarrollados deben notificar con mayor frecuencia y mayores detalles.

de 2 °C mientras se esfuerzan por detener este aumento en 1,5 °C. Las CDN son medidas que las Partes en el Acuerdo de París planean emprender para enfrentar el cambio climático. La contribución de una Parte, para hacer frente al cambio climático, se determina a nivel nacional de acuerdo con sus circunstancias y prioridades nacionales. Esta terminología se adoptó para enfatizar la naturaleza ascendente (de abajo hacia arriba, determinada a nivel nacional) de las contribuciones que hacen los países a los esfuerzos mundiales para combatir el cambio climático, a diferencia de un enfoque de arriba hacia abajo (determinado a nivel mundial). Estas contribuciones se registran en un repositorio público administrado por la CMNUCC⁽¹⁷³⁾. Las CDN se determinan a nivel nacional y, por lo tanto, muestran una amplia variedad de enfoques, tanto de formato como de contenido. Esta diversidad es más peculiar en los tipos de objetivos planteados en las CDN de las diferentes Partes.

6.3.1.1 Contenido de las contribuciones determinadas a nivel nacional y plazos para su presentación

El Acuerdo de París establece un ciclo de cinco años para presentar las CDN (Artículo 4.9). El vencimiento del plazo quinquenal está previsto para finales de 2020 y, a partir de entonces, se deben presentar las CDN cada cinco años. Sin embargo, dado que las contribuciones previstas determinadas a nivel nacional (CPDN)⁽¹⁷⁴⁾ no especificaban un plazo temporal para los países, el marco de tiempo abordado en las CPDN y las primeras CDN es diferente, y la mayoría de los países adoptaba plazos o de 5 o de 10 años. El Acuerdo de París se adapta a ambos tipos de contribuciones. El **Párrafo 23 de la Decisión 1/CP.21** exhorta a los países que tienen plazos hasta 2025 para presentar sus CPDN, que presenten una nueva CDN para 2020, mientras que el Párrafo 24 hace un llamamiento a los países que tienen plazos hasta 2030 para que simplemente actualicen sus CDN para 2020. Para cada ciclo de cinco años, los países deberán presentar sus CDN al menos de 9 a 12 meses antes de la reunión pertinente de la Conferencia de las Partes en calidad de reunión de las Partes en el Acuerdo de París (CMA). Seguidamente, la Secretaría de la CMNUCC sintetizará las CDN en un informe que se publicará antes de la reunión de la CMA. A partir de 2023, se realizará un balance mundial cada cinco años para examinar el avance colectivo hacia el logro de los objetivos del Acuerdo de París. Se espera que los resultados de este balance fundamenten los esfuerzos de cada país para preparar su próxima CDN, por ejemplo, el balance de 2023 fundamentará las CDN de 2025.

El paquete de Katowice incluye orientación sobre el posible contenido de las CDN y los plazos comunes⁽¹⁷⁵⁾, que guiará las segundas CDN de los países y cualquier revisión de su primera CDN.

6.3.1.2 Información requerida en las contribuciones determinadas a nivel nacional

Se recomienda encarecidamente a los países que proporcionen esta información en relación con sus primeras CDN, presentadas antes de que se tomara la decisión, incluso al comunicarlas o actualizarlas para 2020. Se proporciona orientación para los países en la comunicación de su segunda CDN y posteriores para garantizar la claridad, transparencia y comprensión del contenido. Se incluyen los

(173) El **Registro provisional de las CDN**.

(174) Las CPDN fueron propuestas mucho antes de la concertación del Acuerdo de París. A medida que los países se adhieren formalmente al Acuerdo de París y esperan la implementación de estas acciones climáticas, se ha ido eliminando el concepto de "previstas" y una CPDN se convierte en una CDN.

(175) **4/CMA.1** (CDN Información y contabilidad), **6/CMA.1** (Plazos comunes para las CDN).

siguientes aspectos:

Punto de referencia

- ▶ Año/s de referencia, año/s de base, período/s de referencia u otros puntos de partida;
- ▶ Información cuantificable sobre los indicadores de referencia, sus valores en el/los año/s de referencia, año/s base, período/s de referencia u otros puntos de partida y, según corresponda, en el año objetivo;
- ▶ Otra información pertinente para estrategias, planes y acciones **Artículo 4.6 del Acuerdo de París**, o políticas y medidas como componentes de las CDN;
- ▶ Objetivo relativo al indicador de referencia, expresado numéricamente;
- ▶ Fuentes de datos utilizadas para cuantificar los puntos de referencia;
- ▶ Circunstancias bajo las cuales la Parte podrá actualizar los valores de los indicadores de referencia.

Plazos y/o períodos de implementación

- ▶ Incluidas las fechas de inicio y finalización, en consonancia con cualquier otra decisión pertinente adoptada por la CMA;
- ▶ Si se trata de un objetivo de un año o de varios años, según corresponda.

Alcance y cobertura

- ▶ Descripción general del objetivo;
- ▶ Sectores, gases, categorías y depósitos cubiertos por la CDN, incluida su coherencia con las directrices del IPCC;
- ▶ Cómo han tenido en cuenta los países los **párrafos 31(c)[3] y (d)[4] de la Decisión 1/CP.21**;
- ▶ Beneficios colaterales de mitigación resultantes de las acciones de adaptación y/o planes de diversificación económica de los países, incluida la descripción de proyectos, medidas e iniciativas específicas de las acciones de adaptación y/o planes de diversificación económica de los países.

Procesos de planificación

- ▶ Información sobre los procesos de planificación emprendidos por la Parte para preparar su CDN y, si está disponible, sobre los planes de implementación de la Parte, incluyendo, según corresponda:
 - › Arreglos institucionales nacionales, participación pública y compromiso con las comunidades locales y los pueblos indígenas, incorporando las cuestiones de género;
 - › Asuntos contextuales, incluidos, entre otros, según corresponda:
 - » Circunstancias nacionales, como geografía, clima, economía, desarrollo sostenible y mitigación de la pobreza;
 - » Mejores prácticas y experiencia relacionadas con la preparación de la CDN;
 - » Otras aspiraciones y prioridades contextuales reconocidas al adherirse al Acuerdo de París;

- ▶ Información específica aplicable a los países, incluidas las organizaciones regionales de integración económica y sus Estados miembros, que hayan concertado acuerdos para actuar conjuntamente de conformidad con el **Párrafo 2, Artículo 4 del Acuerdo de París**, incluidos los países que acordaron actuar conjuntamente y los términos del acuerdo, de conformidad con los **párrafos 16 y 18, Artículo 4 del Acuerdo de París**;
- ▶ Cómo la preparación de su CDN por la Parte ha sido fundamentada por los resultados del inventario mundial, de conformidad con el **Párrafo 9, Artículo 4 del Acuerdo de París**;
- ▶ Cada Parte con una CDN de conformidad con el **Artículo 4 del Acuerdo de París** que consiste en acciones de adaptación y/o planes de diversificación económica que resultan en beneficios conjuntos de mitigación consistentes con el **Párrafo 7, Artículo 4 del Acuerdo de París** para presentar información sobre:
 - › Cómo se han considerado las consecuencias económicas y sociales de las medidas de respuesta en el desarrollo de la CDN;
 - › Proyectos, medidas y actividades específicas que se implementarán para contribuir a los beneficios conjuntos de la mitigación, incluida información sobre planes de adaptación que también generan beneficios conjuntos de mitigación, que pueden cubrir sectores clave, entre otros: energía, recursos, recursos hídricos, recursos costeros, asentamientos humanos y planificación urbana, agricultura y silvicultura; y acciones de diversificación económica que pueden abarcar, sin limitarse a ellos: sectores tales como manufactura e industria, energía y minería, transporte y comunicaciones, construcción, turismo, bienes raíces, agricultura y pesca.

Hipótesis y enfoques metodológicos

- ▶ Hipótesis y enfoques metodológicos utilizados para contabilizar las emisiones y absorciones antropogénicas de GEI correspondientes a la CDN de la Parte, de conformidad con el **Párrafo 31 de la Decisión 1/CP.21**, y orientación contable adoptada por la CMA;
- ▶ Hipótesis y enfoques metodológicos utilizados para contabilizar la implementación de políticas y medidas o estrategias en la CDN;
- ▶ Si procede, información sobre cómo la Parte tendrá en cuenta los métodos y las orientaciones existentes en el marco de la Convención para contabilizar las emisiones y absorciones antropogénicas, de conformidad con el **Párrafo 14, Artículo 4 del Acuerdo de París**, en su caso;
- ▶ Metodologías y métricas del IPCC utilizadas para estimar las emisiones y absorciones antropogénicas de GEI;
- ▶ Hipótesis, metodologías y enfoques específicos del sector, categoría o actividad, coherentes con la orientación del IPCC, según corresponda, incluidos, en su caso:
 - › Enfoque para abordar las emisiones y subsiguientes absorciones de perturbaciones naturales en tierras gestionadas;
 - › Enfoque utilizado para contabilizar las emisiones y las absorciones de productos de madera extraídos;
 - › Enfoque utilizado para abordar los efectos de la estructura de clases de edad en los bosques;

- ▶ Otras hipótesis y enfoques metodológicos utilizados para comprender la CDN y, en su caso, estimar las emisiones y absorciones correspondientes, que incluyen:
 - › Cómo se construyen los indicadores de referencia, las líneas de base y/o los niveles de referencia, incluidos, cuando corresponda, los niveles de referencia específicos del sector, la categoría o la actividad, incluidos, por ejemplo, los parámetros clave, hipótesis, definiciones, metodologías, fuentes de datos y modelos utilizados;
 - › Para los países con CDN que contienen componentes que no son GEI, información sobre hipótesis y enfoques metodológicos utilizados en relación con esos componentes, según corresponda;
 - › Para los forzadores climáticos incluidos en las CDN no cubiertas por las directrices del IPCC, información sobre cómo se estiman los forzadores climáticos;
 - › Ulterior información técnica, en su caso.
- ▶ La intención de utilizar la cooperación voluntaria en virtud del Artículo 6 del Acuerdo de París (<https://unfccc.int/es/process-and-meetings/the-paris-agreement/el-acuerdo-de-paris>), si corresponde.

Contribución justa y ambiciosa, circunstancias nacionales

- ▶ Cómo considera la Parte que su CDN es justa y ambiciosa a la luz de sus circunstancias nacionales;
- ▶ Consideraciones de imparcialidad, que incluso reflejen la equidad;
- ▶ Cómo ha abordado la Parte el **Párrafo 3, Artículo 4 del Acuerdo de París**;
- ▶ Cómo ha abordado la Parte el **Párrafo 4, Artículo 4 del Acuerdo de París**.
- ▶ Cómo ha abordado la Parte el **Párrafo 6, Artículo 4 del Acuerdo de París**.

Contribución al logro del objetivo de la Convención (Artículo 2)

- ▶ Cómo contribuye la CDN al logro del objetivo de la Convención, tal como se establece en su **Artículo 2**;
- ▶ Cómo contribuye la CDN al **Párrafo 1(a), Artículo 2, y al Párrafo 1, Artículo 4 del Acuerdo de París**.

6.3.1.3 Ulterior información de contabilización requerida

La **Figura 22** incluye la información que debe incluirse en la CDN en relación con otras necesidades de contabilización. Como se indica en los párrafos anteriores, los países deben esforzarse por incluir en sus CDN todas las categorías de emisiones o absorciones antropogénicas y, si alguna está excluida, proporcionar una explicación. Lo más importante es que una vez que se incluye una fuente, un

sumidero o una actividad en una CDN, debe seguir incluyéndose.

Figura 22: Elementos que una Parte debería considerar al contabilizar el componente de mitigación para la contribución determinada a nivel nacional



Fuente: María José Sanz et al. (2020).

No existe un proceso de revisión de las CDN como tal, aparte del requisito de actualizarlas cada cinco años. Muchas Partes han formulado sus CDN como documentos estratégicos de nivel bastante elevado y las han respaldado con planes de acción u hojas de ruta más detallados que establecen como se cumplirán los objetivos establecidos. Es importante que los planes de implementación y las hojas de ruta de las CDN no sean documentos independientes. Si no existen estos planes de implementación u hojas de ruta en las CDN, podría ser beneficioso para los países formularlos.

6.3.2 Presentación y revisión de los informes bienales de transparencia

En la práctica, los informes bienales requieren todo tipo de información para lo cual es necesario un SNMF. A continuación, la información sobre cada componente del informe bienal se proporciona en tablas⁽¹⁷⁶⁾, con una comparación entre los informes bienales de actualización (IBA) presentados

(176) Compilación basada en las directrices para los IBA (Anexo III de la Decisión 2/CP.17) y sobre las modalidades, procedimientos y directrices del marco de transparencia para la acción y el apoyo a que se refiere el Artículo 13 del Acuerdo de París (Anexo de la Decisión 1/CMA.1).

actualmente y los Informes bienales de transparencia (IBT) que se van a presentar.

Inventario nacional de gases de efecto invernadero

Las emisiones y absorciones del uso de la tierra, cambio en el uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS) se informan en la CMNUCC como un sector de los IGEEI. Las Partes del Anexo I de la Convención presentan sus IGEEI anualmente. La **Decisión 24/CP.19** proporciona, entre otros aspectos, orientación sobre la estimación y la notificación de emisiones antropogénicas por fuentes y de absorciones por sumideros de GEI no controlados por el Protocolo de Montreal, incluso derivados de tierras gestionadas, donde estas están sujetas, o han estado sujetas, a intervenciones y prácticas para realizar funciones productivas, ecológicas o sociales. Las Partes del Anexo I aplicarán las **Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero** para identificar fuentes y sumideros en tierras gestionadas e informar las variaciones asociadas en las existencias de carbono y otras emisiones. La misma decisión exhorta a las Partes del Anexo I a utilizar el **Suplemento 2013 Humedales**. Asimismo, el IPCC ha publicado el **Suplemento del Protocolo de Kyoto** y el **Perfeccionamiento de 2019**. Los países pueden utilizar ambas orientaciones adicionales, siempre que se justifique que la selección es la más adecuada a las circunstancias a las que se aplican en comparación con las orientaciones proporcionadas en las Directrices del IPCC de 2006.

Los requisitos de monitoreo para los IBA y los IBT incluyen:

A. Recolección periódica de información:

1. Para estimar las emisiones y absorciones de GEI de las tierras forestales gestionadas en todo el territorio nacional.
2. Para la verificación de estimaciones de GEI.
3. Sobre la implementación de actividades de mitigación y adaptación relacionadas con las tierras forestales, por ejemplo, planes de gestión forestal sostenible, información sobre salvaguardias de REDD+.

B. Recolección continua de información sobre los factores que impulsan las pérdidas en las existencias de carbono y otros impactos a mitigar, para permitir que se tomen medidas para mitigar dichas pérdidas/impactos de manera oportuna.

La **Tabla 23** proporciona una comparación entre los requisitos de información para los IBA y los IBT, estos últimos de acuerdo con el **Anexo II de la Decisión 18/CMA.1** en relación con el inventario nacional de GEI.

Tabla 23: Información del inventario nacional de gases de efecto invernadero necesaria para rastrear los avances en la mitigación

Elementos	Informe bienal de actualización	Informe bienal de transparencia
Informe del inventario nacional (IIN)	Resumen del Informe del inventario nacional	Informe de inventario nacional, ya sea como parte del IBT o como documento independiente (obligatorio).
Arreglos de inventario nacional	Descripción de arreglos institucionales	Implementación y mantenimiento de los arreglos de inventarios nacionales sostenibles. Cada Parte deberá informar (obligatorio) sobre el punto focal nacional, el proceso de preparación del inventario, el archivo de información y la GC/CC y los procesos para la aprobación del inventario.

Elementos	Informe bienal de actualización	Informe bienal de transparencia
Directrices del IPCC para la preparación de inventarios nacionales de gases de efecto invernadero	1996GL	Las 2006GL (exhortan a utilizar ulteriormente el Suplemento 2013 Humedales). Los países deberán utilizar cualquier versión posterior o perfeccionamiento de las Directrices del IPCC acordadas por la Conferencia de las Partes en calidad de reunión de las Partes en el Acuerdo de París (CMA).
Análisis de categorías clave	Exhortado.	Obligatorio y se deben hacer todos los esfuerzos posibles para cambiar a niveles más altos para categorías clave (flexibilidad para países en desarrollo).
Series temporales	Desde el último año informado en la última CN presentada antes del primer IBA.	Series temporales desde 1990 (para los países en desarrollo, las series temporales deben [opcional, no obligatorio] remontarse, al menos, al año base de la CDN y deben abarcar todos los años a partir de 2020).
Año de informe	El último año de informe no será más de cuatro años antes de la presentación del IBA (x-4)	Para cada Parte, el último año de informe no será más de dos años antes de la presentación de su informe de inventario nacional (x-2). Flexibilidad para las Partes que son países en desarrollo que la necesiten para que su último año de presentación de informes sea tres años antes de la presentación de su Informe de inventario nacional (x-3).
Evaluación de incertidumbre y GC/AC	Exhortado.	Obligatorio
Gases	CO ₂ , N ₂ O y CH ₄ obligatorio y exhortado suministrar información sobre HFCs, PFCs y SF ₆ .	Obligatorio informar 7 gases (CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ , HFCs, PFCs, SF ₆ y NF ₃). Los países en desarrollo pueden aplicar la flexibilidad e informar solamente sobre CO ₂ , N ₂ O y CH ₄ , pero deben incluir otros gases en el alcance de la CDN o previamente reportados.
Métricas: Valores potenciales del calentamiento mundial	2.º Informe de evaluación del IPCC.	5.º Informe de evaluación del IPCC (obligatorio)

Otra información necesaria para rastrear los avances de la mitigación en la implementación y el logro de su CDN

La implementación de medidas de mitigación requiere la recolección de información en tiempo real sobre los impulsores y su ocurrencia (**Apéndice C**), ya que se deben realizar intervenciones cuando ocurren eventos negativos (p.ej., incendios, tala ilegal). La **Tabla 24** proporciona una comparación entre los requisitos de presentación de informes para los IBA y los IBT, estos últimos de conformidad con el Anexo III de la Decisión 18/CMA.1, relativo al avance realizado en el logro de las metas de mitigación.

Tabla 24: Información necesaria para rastrear el avance en la implementación y el logro de las metas de mitigación

Elementos	Informe bienal de actualización	Informe bienal de transparencia
Arreglos institucionales	Información sobre arreglos institucionales y sobre la descripción de acuerdos nacionales de MNV.	Las circunstancias nacionales y los arreglos institucionales relevantes para progresar en la implementación y logro de su CDN (obligatoria).

Elementos	Informe bienal de actualización	Informe bienal de transparencia
Descripción de la CDN	n/a	Obligatorio: se debe incluir información sobre las metas y descripción, año o período objetivo, punto de referencia (año de base), ámbito y cobertura, uso de enfoques cooperativos (mecanismos de mercado).
Información necesaria para rastrear el progreso (incluido el uso de indicadores apropiados)	n/a	Obligatorio
Políticas y medidas de mitigación	Información en formato tabular sobre las medidas de mitigación y sus efectos, incluidas las metodologías y las hipótesis asociadas.	Información sobre acciones, políticas y medidas que apoyan la implementación y el logro de su CDN, enfocándose en las que tienen un impacto más importante sobre las emisiones o absorciones de GEI y las que impactan las categorías clave en el inventario nacional de GEI. Esta información se deberá presentar en forma descriptiva y tabular. Cada Parte deberá identificar políticas y medidas que influyen en las emisiones de GEI derivadas del transporte internacional.
Resumen de las emisiones y absorciones de GEI.	n/a	Obligatorio solo si se presenta un informe del inventario nacional separado.
Proyecciones de emisiones y absorciones de GEI	n/a	Obligatorio para todos los países, pero se exhorta a los países en desarrollo que necesitan flexibilidad.

De tal forma, la **Decisión 15/CP.19** reconoce la importancia de abordar los factores que causan la deforestación y la degradación forestal. La cuantificación del efecto de los factores que causan las emisiones y absorciones requiere la recolección de evidencia sobre el efecto de las causas directas y sus ocurrencias, como el desmonte asociado con la agricultura comercial o de subsistencia, la extracción comercial de madera, la recolección de leña y la producción de carbón vegetal. Tener en cuenta estos factores causantes puede ser útil en la estratificación de tierras, para garantizar la coherencia entre los datos históricos y los niveles de referencia y, en el caso de los NREF/NRF subnacionales, para monitorear el desplazamiento de las emisiones.

Información necesaria para rastrear los impactos del cambio climático y la adaptación

El SNMF también se puede utilizar para monitorear la implementación de acciones de adaptación (**Tabla 25**), incluido el seguimiento de la aparición y la magnitud de los impactos no relacionados con los GEI y, potencialmente, proporcionar indicadores de alerta temprana (**Apéndice C**) para activar la implementación oportuna de las medidas apropiadas de mitigación.

La **Tabla 25** proporciona una comparación entre los requisitos de presentación de informes para los IBT de conformidad con el **Anexo IV de la Decisión 18/CMA.1**, en relación con los impactos del cambio climático y las actividades de adaptación.

Tabla 25: Información necesaria para rastrear el progreso en los impactos del cambio climático y las acciones de adaptación

Elementos	Informe bienal de transparencia
Circunstancias nacionales, arreglos institucionales y marcos jurídicos relevantes para las acciones de adaptación	Los países deberían suministrar dicha información.
Información sobre los impactos, riesgos y vulnerabilidades	Los países deberían suministrar dicha información.
Información sobre las prioridades de adaptación y las barreras	Los países deberían suministrar dicha información.

Elementos	Informe bienal de transparencia
Información sobre las estrategias de adaptación, políticas, planes, metas y acciones para integrar la adaptación en las políticas y estrategias nacionales	Los países deberían suministrar dicha información.
Información sobre los avances en la implementación de la adaptación	Los países deberían suministrar dicha información.
Información sobre el monitoreo y evaluación de las acciones y procesos de adaptación	Los países deberían suministrar dicha información.
Información relativa a evitar, minimizar y abordar las pérdidas y daños asociados con los impactos del cambio climático	Los países deberían suministrar dicha información.
Información sobre la cooperación, buenas prácticas, experiencias y enseñanzas aprendidas	Los países deberían suministrar dicha información.

Si el SNMF está diseñado para recolectar información sobre la adaptación, los requisitos son:

A. Recolectar periódicamente información sobre la implementación de las actividades de adaptación relacionadas con las tierras forestales, por ejemplo, planes de gestión forestal sostenible, información sobre salvaguardias de REDD+.

B. Recolectar continuamente información sobre los factores que causan los cambios e impactos que se deben mitigar, para permitir que se tomen medidas para mitigar dichas pérdidas/impactos de manera oportuna.

Información necesaria para rastrear el apoyo

Las decisiones **9/CP.19** y **10/CP.19** reiteran la necesidad de apoyar adecuada y predictivamente la implementación de las actividades de REDD+, de establecer un proceso para la coordinación del apoyo y de vincular el financiamiento en base a los resultados para la MNV y suministrar información respecto a las salvaguardias. La **Decisión 9/CP.19** promueve el apoyo desde una amplia variedad de fuentes, incluyendo el **Fondo Verde para el Clima (FVC)**, tomando en consideración los enfoques normativos. También solicita el uso de una orientación metodológica consistente con las decisiones de la COP, y el uso de esta orientación por parte del **FVC** al momento de suministrar financiamiento en base a resultados. La COP 24 indica los requisitos de presentación de informes para los IBT (**Anexos V y VI de la Decisión 18/CMA.1**), en relación con el apoyo brindado, movilizado, necesitado y recibido.

Revisión técnica de los informes bienales de transparencia

Además, se mejorará la revisión de la información presentada en los informes bienales de conformidad con el Marco de transparencia mejorado del Acuerdo de París. La **Tabla 26** y la **Tabla 27** muestran las principales diferencias entre el proceso de revisión técnica (RT) para los IBT y el proceso de evaluación consultiva internacional (ECI) para los IBA. La **Tabla 26** muestra las principales diferencias entre el proceso de revisión técnica (RT) para los IBT y el proceso de evaluación consultiva internacional (ECI) para los IBA.

Tabla 26: Comparación entre los requisitos del análisis técnico y la revisión técnica por expertos

Consulta y análisis internacional (CAI) de los IBA	Revisión técnica de los IBT
Alcance: Análisis de la integridad y transparencia (claridad) de la información presentada.	Alcance: Revisión de la consistencia de la información presentada. Consideración de la implementación y logro de la CDN de la Parte. Consideración del apoyo suministrado por la Parte, en su caso. Identificación de las áreas de mejora. Ayuda para identificar las necesidades de creación de capacidades (para los países en desarrollo).
El proceso: no: revisará la adecuación de las políticas y medidas nacionales de mitigación de la Parte.	El proceso no: Emitirá un juicio político; revisará la adecuación de la CDN de la Parte o del apoyo suministrado; revisará la flexibilidad autodeterminada de la Parte.

Consulta y análisis internacional (CAI) de los IBA	Revisión técnica de los IBT
Información que se debe considerar: Información sobre las acciones de mitigación del inventario nacional de GEI. Información sobre la MNV nacional. Información sobre el apoyo recibido.	Información que se debe revisar: Información sobre el apoyo recibido. Información necesaria para rastrear los avances logrados en la implementación y el logro de su CDN. Información sobre el desarrollo y transferencia tecnológicos y financieros y el apoyo a la creación de capacidades ofrecido a las Partes que son países en desarrollo.
Formato: Revisión centralizada	Formato: Revisión centralizada, revisión en el país o revisión simplificada.
Composición del equipo técnico de expertos (ETE) La experiencia colectiva debería cubrir todas las áreas de información cubiertas en el IBA. Un ETE debería incluir, al menos, un miembro del Grupo consultivo de expertos. La mayoría de los expertos proviene de países no incluidos en el Anexo I. Equilibrio geográfico entre los expertos seleccionados de los países del Anexo I y de los países no incluidos en dicho Anexo. Cada ETE debería estar dirigido conjuntamente por dos expertos: uno de los países del Anexo I, y el otro de los países no incluidas en el Anexo I.	Composición del Equipo de revisión técnica por expertos (ERTE) Las habilidades y competencias colectivas del ERTE corresponden a la información que se debe revisar. Equilibrio entre expertos de las Partes que son países en desarrollo y desarrollados. Equilibrio geográfico y de género. Dos revisores principales, uno de una Parte que es país desarrollado, y el otro de una Parte que es país en desarrollo. Las revisiones de los IBT de los PMA y de los PEID serán realizadas preferiblemente por expertos técnicos de los PMA y PEID.
Resultado: Informe del Análisis técnico con identificación de las necesidades de creación de capacidades.	Resultado: Informe de la Revisión técnica por expertos con: recomendaciones de mejoras; y un análisis de las necesidades de creación de capacidades (para los países en desarrollo).

Tabla 27: Comparación entre los requisitos de la consideración facilitadora multilateral del avance y el intercambio facilitador de opiniones

Consulta y análisis internacional (CAI) de los IBT	Revisión técnica de los IBT
Alcance: Información presentada por una Parte.	Alcance: Esfuerzos de la Parte, de conformidad con el Artículo 9 del Acuerdo de París, y la implementación y logro respectivos de la CDN de la Parte.
Información que se debe considerar: IBA Informe del análisis técnico	Información que se debe considerar: IBT Informe de la revisión técnica Cualquier información adicional
Formato y pasos: Una fase de preguntas y respuestas escritas, donde cualquiera de los países puede plantear las preguntas de forma escrita a la Parte correspondiente. Una sesión de trabajo en grupo que se debe realizar durante el órgano subsidiario para las sesiones de implementación, abierta a los países y Observadores, donde solo los países pueden hacer preguntas.	Formato y pasos: Una fase de preguntas y respuestas escritas, donde cualquiera de los países puede plantear las preguntas de forma escrita a la Parte correspondiente. Una sesión de trabajo en grupo que se debe realizar durante el órgano subsidiario para las sesiones de implementación, abierta a los países y Observadores, donde solo los países pueden hacer preguntas.

6.4 REDD+

Por lo general, la notificación es el proceso de presentación formal de los resultados de acuerdo con los requisitos previamente establecidos; y la verificación es el proceso de evaluación de los datos y la información presentados. Los procesos de notificación y verificación pueden formar parte de los programas de GC/CC (**Sección 1.3.5**) y proporcionar una experiencia útil para considerar la priorización de mejoras paso a paso.

Esta sección describe los requisitos que implican la notificación y verificación relevantes para REDD+ de conformidad con la CMNUCC, según lo definido por las decisiones de la COP sobre REDD+ y

representado en la **Tabla 28**, para:

- ▶ los plazos hasta 2020, vinculados al proceso de evaluación consultiva internacional (ECI) de los informes bienales de actualización (IBA);
- ▶ después de 2020, en virtud de la revisión técnica por expertos (RTE) de los informes bienales de transparencia. Aunque la transición entre los dos informes podría retrasarse hasta el año 2024.

Tabla 28: Requisitos para acceder a pagos en base a resultados de conformidad con REDD+ de la CMNUCC

Lo que los países deben tener o proporcionar	Cómo comunicarlo a la CMNUCC	Proceso asociado de conformidad con la CMNUCC	Plazo	Centro de información de la Plataforma REDD+ de la CMNUCC	Decisión
Estrategia o plan de acción nacional REDD+	Ponerlo a disposición del público, incluso en la Plataforma REDD+ de la CMNUCC	Ninguno	En funcionamiento al buscar pagos en base a resultados	Según corresponda, vinculado a los documentos	Párrafo 71a de la / CP.16; párrafos 3 y 11 de la 9/CP.19
Sistema Nacional de Monitoreo Forestal	Ponerlo a disposición del público, incluso en la Plataforma REDD+ de la CMNUCC	Ninguno	En funcionamiento al buscar pagos en base a resultados	Según corresponda, vinculado a los documentos	Párrafo 71c de la 1/ CP.16; 11/CP.19, y Anexo 14/CP.19
NREF/NRF nacional	Presentación del NREF/NRF	Evaluación técnica en el contexto de pagos en base a resultados	Cuando esté listo (especialmente al buscar pagos en base a resultados)	Presentación de NREF/NRF de Informe de evaluación técnica	Párrafo 71b, 1/CP.16; 12/ CP.17(II) Anexo 3/ CP.19

La notificación y verificación es un proceso secuencial con una presentación inicial y una evaluación técnica de los NREF/NRF (**Sección 6.4.2**), seguidas por un informe y un análisis de las emisiones y absorciones asociadas con las actividades de REDD+, en coherencia con el NREF/NRF (**Sección 6.4.4**). La **Figura 23** muestra en mayores detalles el proceso de evaluación técnica para los

NREF/NRF.

Figura 23: Proceso de evaluación técnica de los NREF/NRF

Equipo de ET	Semana	País
	10	Presentación del NRF a la CMNUCC
	9	
La Secretaría de la CMNUCC envía el documento al equipo de ET	8	
	7	
	5	
<i>Identificación de cuestiones que pueden requerir aclaración</i>	4	
	3	
	2	
	1	
Semana de evaluación técnica	0	Semana de evaluación técnica
Equipo de ET solicita más información	1	
	2	
	3	
	4	
	5	
	6	
	7	
	8	
<i>En caso de NRF modificado, el equipo de ET tendrá al menos 4 semanas para evaluarlo</i>	9	Proporcionar información adicional y/o el NRF modificado
	10	
Informe preliminar del equipo de ET enviado al país	11	
	12	
	1	
	2	
	3	
	4	
	5	
	6	
	7	
	8	
	9	
	10	
	11	
	12	El país responde al informe preliminar
	1	
	2	
El equipo de ET finaliza el informe y lo envía a la Secretaría de la CMNUCC para su publicación	3	
	4	

Nota: La Parte, o la ET, voluntariamente, pueden acortar los plazos después de la semana de revisión.

6.4.1 Notificación de niveles de referencia de emisiones forestales y niveles de referencia forestal

Las decisiones **12/CP.17** y **13/CP.19** exhortan a los países a presentar de manera voluntaria, y en el contexto de pagos en base al resultado, sus propuestas de NREF/NRF. Estas decisiones abordan modalidades de NREF/NRF establecidas de acuerdo a la Decisión **4/CP.15** y mantienen la consistencia con el IGEI de cada país.⁽¹⁷⁷⁾ Un **Anexo a 12/CP.17** especifica la información que se debe presentar para la elaboración de los NREF/NRF, incluyendo detalles de las circunstancias nacionales (la **Sección 2.5.2** presenta la interpretación de los términos técnicos asociados a los NREF/NRF). El **Anexo de la Decisión 12/CP.17** estipula que la información debería:

- ▶ estar guiada por la orientación y directrices más recientes del IPCC, adoptadas o propiciadas por la COP;
- ▶ incluir de manera integral la información utilizada en la elaboración de los NREF/NRF, incluyendo datos históricos;
- ▶ ser transparente, completa, consistente y exacta e incluir información respecto a cambios de las notificaciones anteriores;
- ▶ incluir reservorios, gases y actividades enumeradas en el **Párrafo 70 de la Decisión 1/CP.16** que se han incluido en el NREF/NRF, y las razones para omitir sumideros o actividades durante la elaboración de los NREF/NRF, señalando que no deben excluirse sumideros y/o actividades importantes;
- ▶ incluir la definición de bosque utilizada y, si difiere de la definición utilizada en el inventario nacional de GEIs en las notificaciones a otras organizaciones internacionales, explicar las razones;
- ▶ los NREF/NRF presentados están publicados en el **sitio web de la CMNUCC**, junto con versiones actualizadas de los NREF/NRF resultantes del proceso de evaluación técnica, o posteriores.⁽¹⁷⁸⁾

6.4.2 Evaluación técnica de los niveles de referencia de emisiones forestales y los niveles de referencia forestal

Los objetivos de la evaluación técnica de los NREF/NRF presentados de acuerdo a las cláusulas de la **Decisión 12/CP.17** son los siguientes:

1. Evaluar hasta qué grado la información proporcionada por los países está en concordancia con las directrices para la presentación de informes de los NREF/NRF contenidas en el **Anexo de la Decisión 12/CP.17**.

(177) Mantener la coherencia con los enfoques del inventario nacional de GEIs para los informes de ASOUT es fundamental para cumplir con los **Principios de buenas prácticas del IPCC. Arreglos institucionales** eficaces que promuevan la estrecha colaboración entre las agencias involucradas en REDD+ y notificación del inventario nacional de GEIs, cuando no sean las mismas agencias, garantizan el uso eficaz de los recursos y mejoran la consistencia de la notificación.

(178) El **Párrafo 12 de la Decisión 12/CP.17** establece que “[...] un país en desarrollo deberá actualizar el nivel de referencia de emisiones forestales y/o el nivel de referencia forestal en forma periódica, según corresponda, considerando nuevos conocimientos, tendencias y modificaciones en el alcance y metodologías”.

2. Ofrecer un intercambio técnico de información para la elaboración de los NREF/NRF que sea facilitador, no intrusivo, con vistas a apoyar la capacidad de las Partes que son países en desarrollo para la elaboración y mejoras futuras, en su caso, de sus NREF/NRF, de conformidad con las capacidades y la política nacional.

El alcance de la evaluación técnica de los NREF/NRF, según se define en el **Anexo de la Decisión 13/CP.19**, cubre elementos que los países deben presentar en sus NREF/NRF, de conformidad con las directrices para la presentación de niveles de referencia detalladas en el **Anexo de la Decisión 12/CP.17**. Se invita a los países a presentar información transparente, completa⁽¹⁷⁹⁾, consistente y exacta. En este contexto, durante la evaluación técnica, se examinarán los siguientes aspectos:

- ▶ los datos, enfoques, métodos, modelos (en su caso) e hipótesis utilizados para la elaboración de los NREF/NRF;
- ▶ la coherencia con las correspondientes emisiones de GEI antropógenas relacionadas con los bosques por fuentes y las absorciones por sumideros entre los NREF/NRF y el inventario nacional de GEI;
- ▶ de qué manera se han considerado los datos históricos en el establecimiento de los NREF/NRF;
- ▶ políticas y planes pertinentes, en su caso;
- ▶ cambios a los NREF/NRF presentados anteriormente, considerando un enfoque progresivo;⁽¹⁸⁰⁾
- ▶ reservorios, gases y actividades incluidas en los NREF/NRF y justificación de la omisión de reservorios y/o actividades consideradas no importantes;
- ▶ la definición de bosque utilizada, si es la misma utilizada en los IGEI o en informes a otras organizaciones internacionales y cómo y por qué se escogió dicha definición;
- ▶ si los NREF/NRF son de carácter nacional o cubren menos de la totalidad de la superficie forestal del país;
- ▶ si se han incluido hipótesis de cambios futuros a políticas nacionales durante la elaboración de los NREF/NRF.

Los resultados de las evaluaciones técnicas están publicados en el sitio web de la CMNUCC⁽¹⁸¹⁾, junto con las presentaciones de NREF/NRF y las presentaciones revisadas en la evaluación técnica.

6.4.3 Notificación de resultados de las actividades de REDD+

De conformidad con la **Decisión 14/CP.19**, se deben proporcionar los datos y la información relacionada con la implementación de actividades de REDD+ a través de los IBA de carácter voluntario, en el contexto de pagos en base a resultados. A partir de 2020, de conformidad con el **Párrafo 14 de la Decisión 18/CMP.1**, la evaluación técnica de los resultados se llevará a cabo al mismo tiempo que la RTE, en virtud del Artículo 13 del Acuerdo de París. Se solicita a las Partes interesadas en pagos en base a resultados que ya han completado la evaluación técnica de sus NREF/NRF, que presenten un anexo técnico de REDD+ a sus IBA, incluyendo datos e información

(179) Completo significa la entrega de información que permite la reconstrucción de los NREF/NRF.

(180) El **Párrafo 10 de la Decisión 12/CP.17** estipula que puede ser útil un enfoque gradual para la elaboración nacional de NREF/NRF que permita a los países mejorar los NREF/NRF incorporando mejores datos, metodologías mejoradas y, en su caso, reservorios adicionales, destacando la importancia del apoyo adecuado predecible, tal y como se estipula en el **Párrafo 71 de la Decisión 1/CP.16**.

(181) Véase la **Plataforma Web REDD+ de la CMNUCC**.

utilizada en la estimación de las emisiones antropogénicas por fuentes y la absorción antropogénica por sumideros de GEI relacionados con los bosques, las existencias de carbono en bosques y las variaciones en las existencias de carbono y los cambios en la superficie forestal, comparados sobre una base consistente con los NREF/NRF establecidos y evaluados. Sobre la base de los requisitos descritos en el **Anexo de la Decisión 14/CP.19**, los datos y la información proporcionados en el anexo técnico de REDD+ al IBA hasta 2020, y el IBT después de 2020, son:

1. Resumen informativo del informe de evaluación final de cada NREF/NRF, que incluye:
 - a. NREF/NRF evaluados, expresados en tCO₂eq por año;
 - b. actividad o actividades de REDD+ incluidas en el NREF/NRF;
 - c. superficie forestal territorial cubierta;
 - d. fecha de presentación de los NREF/NRF y fecha del informe de evaluación técnica final;
 - e. período (en años) de los NREF/NRF evaluados.
2. Resultados en tCO₂eq por año, consistentes con los NREF/NRF evaluados:
 - a. demostración de que las metodologías utilizadas en la producción de resultados son consistentes con las utilizadas para establecer los NREF/NRF evaluados;
 - b. una descripción del SNMF y las funciones y responsabilidades institucionales para la MNV de los resultados;
 - c. información necesaria que permita la reconstrucción de los resultados;
 - d. una descripción de cómo se han considerado los elementos contenidos en el **Párrafo 1(c) de la Decisión 4/CP.15**⁽¹⁸²⁾ y (d)⁽¹⁸³⁾

El **Párrafo 11a de la Decisión 14/CP.19** estipula que las metodologías, definiciones, exhaustividad y la información presentada para la evaluación técnica, sean consistentes con las presentadas para la evaluación técnica de los NREF/NRF. Los países pueden optar también por señalar que, en el caso del monitoreo y la presentación de informes subnacionales de las actividades de REDD+, el **Párrafo 71(c) de la Decisión 1/CP.16** (reiterada por la **Decisión 14/CP.19**), solicita el seguimiento y la presentación de informes sobre el desplazamiento de emisiones a nivel nacional, si procede, así como la presentación de informes sobre cómo se está abordando el desplazamiento de las emisiones y sobre los medios de integración de los sistemas subnacionales de monitoreo en el SNMF. Con respecto a 1(e), el período al que se hace referencia es, presumiblemente, el período en el cual se utilizaron los datos para elaborar los NREF/NRF. La consistencia a que se hace referencia en la **Sección 2.3**, presumiblemente significa que las metodologías, fuentes de datos e hipótesis presentados para el análisis técnico, deben ser consistentes con las presentadas para la evaluación técnica. Un

(182) Utilizar las orientaciones y directrices más recientes del IPCC, adoptadas o impulsadas por la COP, en su caso, como base para la estimación de las emisiones antropogénicas por fuentes y la absorción antropogénica por sumideros de GEI relacionada con los bosques, las existencias forestales de carbono y los cambios en la superficie forestal.

(183) Establecer, según las circunstancias y capacidades nacionales, SNMF que sean sólidos y transparentes y, en su caso, sistemas subnacionales como parte de los sistemas nacionales de monitoreo que: 1. Usen una combinación de métodos terrestres y de teledetección para inventarios de existencias forestales de carbono y estimen, cuando corresponda, emisiones antropogénicas por fuentes y la absorción antropogénica por sumideros de GEI relacionada con los bosques, las existencias forestales de carbono y cambios en la superficie forestal. 2. Proporcionen estimaciones transparentes, consistentes, exactas en la medida en que se pueda determinar, y reduzcan las incertidumbres, considerando las capacidades y posibilidades nacionales. 3. Sean transparentes y que sus resultados estén disponibles y sean adecuados para su revisión según lo acordado por la COP.

análisis más pormenorizado de los términos técnicos relacionados con los NREF/NRF se presenta en la **Sección 2.5.2**.

6.4.4 Análisis del anexo técnico de REDD+ para los informes bienales de actualización

Hasta 2020, el análisis técnico del anexo técnico de REDD+ al IBA se realiza como parte del proceso de evaluación consultiva internacional (ECI) de la CMNUCC⁽¹⁸⁴⁾ (**Recuadro 41**). A partir de 2020, y de conformidad con el **Párrafo 14 de la Decisión 18/CMP**, los países deberán presentar el anexo técnico de REDD+ como anexo del IBT en virtud del **Artículo 13, Acuerdo de París**, y la ET mencionada en el **Párrafo 11 de la Decisión 14/CP.19** se llevará a cabo simultáneamente con la RTE estipulada en el **Artículo 13, Acuerdo de París**. Sin embargo, el proceso de transición entre ambos informes podría prolongarse hasta el año 2024.

La **Decisión 14/CP.19** estipula que un anexo técnico para un IBA presentado voluntariamente por un país en desarrollo, en el contexto de pagos en base a resultados de REDD+, está sujeto al análisis técnico del proceso de ECI según se menciona en el **Párrafo 4, Anexo IV de la Decisión 2/CP.17**. En virtud de esta decisión, a solicitud del país interesado en tratar de obtener pagos por acciones basadas en resultados para REDD+, dos expertos en uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS), uno de un país en desarrollo y otro de un país desarrollado, de la lista de expertos de la CMNUCC, serán incluidos entre los miembros seleccionados para el Equipo técnico de expertos (ETE) que realizará el análisis del anexo técnico de REDD+ para los IBA.

El material presentado en el anexo técnico de REDD+ para los IBA, estará sujeto al análisis técnico para verificar si:

- ▶ existe consistencia en las metodologías, definiciones, exhaustividad y la información proporcionadas entre el nivel de referencia evaluado y los resultados de la implementación de las actividades de REDD+;⁽¹⁸⁵⁾
- ▶ los datos y la información proporcionada en el anexo técnico son transparentes, consistentes, completos (en el sentido de permitir la reconstrucción) y exactos;
- ▶ la información es consistente con las directrices para la preparación del anexo técnico contenidas en el anexo de la **Decisión 14/CP.19**;
- ▶ los resultados son exactos, en la medida de lo posible.

Como se señala en la **Decisión 9/CP.19**, la realización del análisis del anexo técnico por los expertos del sector UTCUTS del ETE es uno de los requisitos para que un país en desarrollo obtenga y reciba financiamiento en base a resultados. De acuerdo con el **Párrafo 14 de la Decisión 14/CP.19**, los expertos del sector UTCUTS, bajo su responsabilidad colectiva de realizar el análisis técnico del anexo técnico de REDD+, prepararán un informe técnico separado del informe ECI para los IBA. Este informe técnico contendrá:

- ▶ el anexo técnico presentado por la Parte;

⁽¹⁸⁴⁾ La COP, en virtud de la **Decisión 1/CP.16**, decidió que los países en desarrollo presentarían sus IBA (Párrafo 60) y realizarían la ECI de estos IBA (Párrafo 63) a través de un análisis técnico realizado por un equipo de expertos técnicos y del intercambio facilitador de puntos de vista. Las directrices para la presentación de los IBA, para los países no incluidos en el Anexo I de la Convención, así como las modalidades y directrices para las ECI fueron adoptadas en la 17.ª Reunión de la Conferencia de las Partes (COP 17) por, respectivamente, los **anexos III y IV de la Decisión 2/CP.17**.

⁽¹⁸⁵⁾ Los métodos y enfoques aplicados necesitan ser metodológicamente sólidos y seguir principios científicos.

- ▶ análisis del anexo técnico por expertos del sector UTCUTS;
- ▶ áreas de mejoras técnicas como mejoras a los datos y metodologías;
- ▶ comentarios o respuestas por la Parte involucrada, incluyendo áreas de mejoras adicionales y necesidad de consolidación de capacidades.

Este informe, que contiene todos los elementos mencionados anteriormente, será publicado por la Secretaría en la **plataforma web REDD+ de la CMNUCC**. El análisis técnico es un proceso facilitador. Los expertos del sector UTCUTS pueden solicitar aclaraciones acerca del anexo técnico y la Parte que es país en desarrollo deberá entregarlas de la forma más explícita posible, de acuerdo con las circunstancias y capacidades nacionales. Aunque el alcance del análisis técnico no incluye la estrategia y plan de acción nacional de REDD+ de la Parte⁽¹⁸⁶⁾, o el resumen de las salvaguardias, estos elementos necesitan estar presentes con el fin de acceder al pago en base a resultados.⁽¹⁸⁷⁾

Recuadro 41: El proceso de consulta y análisis internacional de la CMNUCC y la revisión técnica por expertos

Las modalidades y directrices del proceso de consulta y análisis internacional (CAI) fueron adoptadas en Durban (**Anexo IV de la Decisión 2/CP.17**) y señalan los requisitos del proceso de CAI para los IBA (y cualesquiera anexos). Estos requisitos establecen que el proceso de CAI:

- ▶ no es intrusivo ni punitivo y es respetuoso de la soberanía nacional;
- ▶ tiene como objetivo facilitar la participación de las Partes que son países en desarrollo en el proceso de CAI;
- ▶ tiene como objetivo aumentar la transparencia⁽¹⁸⁸⁾ de las acciones de mitigación y de sus efectos;
- ▶ es un enfoque consultivo que facilita el intercambio de puntos de vista entre el equipo de expertos técnicos y la Parte;
- ▶ no incluye una discusión respecto a la pertinencia de políticas y medidas nacionales;
- ▶ produce como resultado un informe resumido.

Las modalidades, los procedimientos y las directrices para realizar la revisión técnica por expertos se adoptaron en Katowice (**Anexo a la Decisión 18/CMP.1, Sección VII**). Estas

(186) En el contexto de pagos en base a resultados, los países necesitan proporcionar un vínculo a su estrategia y/o plan de acción nacional en la **plataforma web REDD+ de la CMNUCC**, en su caso.

(187) Las estrategias y planes de acción nacionales y el informe sobre salvaguardas están excluidos del análisis técnico, pero se debe proporcionar la información más reciente de cómo se han abordado y respetado todas las salvaguardas de REDD+ antes de que los países puedan recibir pagos basados en resultados, de acuerdo con el **Párrafo 4 de la Decisión 9/CP.19**.

(188) El propósito de la transparencia de acción es proporcionar a la CMNUCC un entendimiento de las acciones llevadas a cabo por los países, incluyendo claridad y seguimiento del avance hacia el logro de las CDN a nivel nacional por cada Parte. Véase el **Artículo 13 del Acuerdo de París**.

modalidades establecen que el proceso de CAI:

- ▶ Consiste en:
 - › una revisión de la consistencia de la información presentada por la Parte;
 - › consideración de la implementación por la Parte y el logro de su CDN;
 - › consideración del apoyo brindado por la Parte, según corresponda;
 - › identificación de áreas de mejora para la Parte relacionadas con la implementación;
 - › para las Partes que son países en desarrollo que lo necesitan a la luz de sus capacidades, asistencia para identificar las necesidades de creación de capacidades.
- ▶ prestará especial atención a las respectivas capacidades y circunstancias nacionales de las Partes que son países en desarrollo;
- ▶ se implementará de manera facilitadora, no intrusiva, no punitiva, respetuosa de la soberanía nacional y evitará imponer una carga indebida a los países.

Los equipos de revisión técnica por expertos no deberán:

- ▶ emitir juicios políticos;
- ▶ revisar la adecuación o idoneidad de la CDN de una Parte;
- ▶ revisar la idoneidad de las acciones internas de una Parte;
- ▶ revisar la idoneidad del apoyo brindado por una Parte;
- ▶ para las Partes que son países en desarrollo que necesitan flexibilidad a la luz de sus capacidades, revisar la determinación de la Parte de aplicar la flexibilidad que se ha previsto en las modalidades, procedimientos y directrices.

6.4.5 Sugerencia adicional sobre la notificación y verificación de REDD+

Si bien no se establece en las decisiones de la COP, los informes sujetos a análisis técnico deben incluir los siguientes aspectos:

1. La información sobre las metodologías es consistente entre la presentación de los NREF/NRF más recientes y el anexo técnico de REDD+ del IBA o del IBT donde se presentan los resultados, y si se observan diferencias, proporcionar una explicación o justificación.
2. El alcance del NREF/NRF y las estimaciones de los resultados presentados en el anexo técnico de REDD+ son consistentes con respecto a las definiciones de bosque y otros usos de la tierra, la estratificación, las actividades de REDD+ informadas y los reservorios de carbono en otros lugares.⁽¹⁸⁹⁾
3. Las estimaciones y las fuentes de datos utilizadas en la generación de estimaciones tanto para los NREF/NRF como para el anexo REDD+ del IBA o del IBT (es decir, fuentes de observaciones terrestres y datos de teledetección) cumplen con los principios de transparencia, coherencia, integridad y precisión.⁽¹⁹⁰⁾ La coherencia entre los NREF/NRF y los GEIs se trata con más detalle en la **Sección 2.5.2.1**.
4. Las hipótesis se informan de manera transparente, coherente, completa y precisa tanto para el informe sobre los NREF/NRF como para el anexo de REDD+ presentado.
5. La siguiente información sobre los NREF/NRF, de acuerdo con el NREF/NRF técnicamente evaluado, se proporciona dentro del anexo técnico:
 - a. un resumen de los valores de los datos;
 - b. las metodologías aplicadas;
 - c. la fecha de inicio y conclusión del período histórico;
 - d. la fecha de presentación de los NREF/NRF y la fecha del informe de evaluación técnica final.
6. Las estimaciones proporcionadas en el anexo técnico de REDD+ se expresan en toneladas de CO₂ equivalente por año y no en otras unidades.
7. Se proporciona una descripción del SNMF, incluidas las funciones y responsabilidades institucionales para medir, notificar y verificar los resultados, los procesos de recopilación de datos y cómo el SNMF permite la evaluación de diferentes tipos de bosques en el país, incluido

(189) Esta consistencia permitirá establecer una comparación sólida y completa entre los NREF/NRF y las reducciones de emisiones notificadas.

(190) Transparente significa que las hipótesis y metodologías utilizadas deben explicarse claramente para facilitar la reproducción y evaluación de las estimaciones por parte de los usuarios de la información notificada; consistente significa que las estimaciones deben ser internamente consistentes en todos los elementos durante un período de años; completo significa el suministro de información que permite la reconstrucción de los resultados; exacto significa que las estimaciones sistemáticamente no están por encima ni por debajo de las emisiones o absorciones reales, en la medida en que se pueda determinar, y que las incertidumbres se reducen tanto como sea posible.

el bosque natural según lo definido o puesto a disposición por la Parte.⁽¹⁹¹⁾⁽¹⁹²⁾⁽¹⁹³⁾

8. En el caso de que el NREF/NRF y los resultados se estimen a nivel subnacional, se brinda una explicación de cómo se está abordando el desplazamiento de emisiones y la integración de los sistemas subnacionales de monitoreo en el monitoreo nacional.
9. Se ofrece una descripción de cómo la orientación y directrices del IPCC se han utilizado como base para la estimación de emisiones antropogénicas de GEIs forestales por fuentes y absorciones por sumideros. Las orientaciones sobre la relación entre la orientación y las directrices del IPCC y la estimación de las actividades de REDD+ se ofrece en la **Sección 2.5**.
10. Las estimaciones incluyen incertidumbres asociadas, ya que se han reducido en la medida de lo posible, teniendo en cuenta las pericias y capacidades nacionales.
11. Los resultados estén disponibles, adecuados y presentados integralmente para permitir su reconstrucción.⁽¹⁹⁴⁾

Para evaluar si se han abordado los requisitos del análisis técnico de REDD+, es posible que un país opte por realizar un proceso de verificación interna (**Sección 1.3.5**).

⁽¹⁹¹⁾ Con referencia a la **Decisión 4/CP.15**, los **párrafos 9 y 11c de la Decisión 14/CP.19** estipulan que las Partes utilicen una combinación de métodos terrestres y de teledetección para inventarios de existencias forestales de carbono y estimen, según proceda, emisiones antropogénicas por fuentes y la absorción antropogénica por sumideros de GEIs relacionadas con los bosques, las existencias forestales de carbono y los cambios en la superficie forestal.

⁽¹⁹²⁾ De conformidad con el **Párrafo 11c de la Decisión 14/CP.19**, en el anexo técnico se debe proporcionar una descripción de los datos y la información utilizados en el SNMF. Esta descripción podría incluir los procesos de recopilación de datos y las relaciones entre el inventario nacional de GEIs, el UTCUTS y la acción nacional apropiada de mitigación (ANAM), en su caso. También podría incluir una descripción de como el SNMF se construye sobre sistemas existentes y produce estimaciones que son transparentes, consistentes a través del tiempo y adecuadas para medir, notificar y verificar emisiones antropogénicas por fuentes y la absorción antropogénica por sumideros de GEIs relacionada con los bosques, las existencias forestales de carbono y las variaciones en las existencias forestales de carbono y los cambios en la superficie forestal resultantes de la implementación de las actividades REDD+ notificadas.

⁽¹⁹³⁾ Los métodos del IPCC requieren la clasificación y la estratificación asociada y la superficie de cada estrato. Se debe proporcionar una descripción de la estratificación forestal, inclusive de los bosques naturales, como parte de la descripción del SNMF.

⁽¹⁹⁴⁾ De acuerdo con los **párrafo 11b y 11c de la Decisión 14/CP.19**, el anexo técnico deberá presentar la información necesaria que permita la reconstrucción de los resultados. Este requisito no implica necesariamente que los expertos del sector UTCUTS reproduzcan los resultados sino, más bien, que evalúen si se ha proporcionado suficiente información para su reconstrucción.

Referencias

- Arthur, M. A., Hamburg, S. P. & Siccama, T. G.** 2001. Validating allometric estimates of aboveground living biomass and nutrient contents of a northern hardwood forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (1): 11–17. DOI:10.1139/x00-131.
- Arévalo, P., Olofsson, P. & Woodcock, C. E.** 2020. Continuous monitoring of land change activities and post-disturbance dynamics from Landsat time series: a test methodology for REDD+ reporting. *Remote Sensing of Environment*, 238: 111051. DOI: 10.1016/j.rse.2019.01.013.
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M. & Silva, J.N.** 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science*, 310: 480. DOI: 10.1126/science.1118051.
- Asner, G.P., Powell, G.V.N., Mascaro, J., Knapp, D.E., Clark, J.K., Jacobson, J. & Kennedy-Bowdoin, T. et al.** 2010. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 16738–16742. DOI: 10.1073/pnas.1004875107.
- Australian Government.** 2011. *The land sector in the National inventory – overview*. Australian National Greenhouse Accounts. National Inventory. (also available at www.environment.gov.au/system/files/pages/63b569ff-ae63-4d7b-be54-16f2e79900e0/files/nga-factsheet2.pdf).
- Avitabile, V., Herold, M., Heuvelink, G. B., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Asner, G. P., Armston, J., Ashton, P. S., Banin, L. & Bayol, N.** 2016. An integrated pantropical biomass map using multiple reference datasets. *Global Change Biology*, 22(4): 1406–1420. DOI:10.1111/gcb.13139.
- Baccini, A., Goetz, S., Walker, W., Laporte, N., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P., Dubayah, R. & Friedl, M.** 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2(3): 182. DOI:10.1038/nclimate1354.
- Ballhorn, U., Siegert, F., Mason, M., & Limind, S.** 2009. Derivation of burn scar depths and estimation of carbon emissions with LiDAR in Indonesian peatlands; *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 5;106(50):21213-8. DOI:10.1073/pnas.0906457106.
- Barthelmes, A., Ballhorn, U. & Couwenberg, J.** 2015. Practical guidance on locating and delineating peatlands and other organic soils in the tropics . Consulting Study 5 of the High Carbon Stock Study, 120 pp.
- Barton, C. V. M. & Montagu, K. D.** 2006. Effect of spacing and water availability on root:shoot ratio in *Eucalyptus camaldulensis*. *Forest Ecology and Management*, 221(1–3): 52–62. DOI:10.1016/j.foreco.2005.09.007.
- Baskerville, G. L.** 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Canadian Journal of Forest Research*, 2(1): 49–53. DOI:10.1139/x72-009.
- Basuki, T. M., van Laake, P. E., Skidmore, A. K. & Hussin, Y. A.** 2009. Allometric equations for estimating the above-ground biomass in tropical lowland Dipterocarp forests. *Forest Ecology and Management*, 257(8): 1684–1694. DOI:10.1016/j.foreco.2009.01.027.
- Bi, H., Turner, J. & Lambert, M. J.** 2004. Additive biomass equations for native eucalypt forest trees of temperate Australia. *Trees – Structure and Function*, 18(4): 467–479. DOI:10.1007/s00468-004-0333-z.
- Birdsey, R., Angeles-Perez, G., Kurz, W.A., Lister, A., Olguin, M., Pan, Y., Wayson, C., Wilson, B. & Johnson, K.** 2013. Approaches to monitoring changes in carbon stocks for REDD +. *Carbon*

Management, 4(5): 519–537. DOI:10.4155/cmt.13.49.

Birigazzi, L., Gamarra, J. G. P., Sola, G., Giaccio, S., Donegan, E., Murillo, J. & Picard, N. 2015. Toward a transparent and consistent quality control procedure for tree biomass allometric equations. *XIV World Forestry Congress, Durban, South Africa, 7-11 September 2015*. Durban, South Africa.

Bouvet A., Mermoz S., Le Toan T., Villard L., Mathieu R., Naidoo L. & Asner G. P. 2018. An above-ground biomass map of African savannahs and woodlands at 25 m resolution derived from ALOS PALSAR. *Remote Sensing of Environment*, 206:156–173. DOI:10.1016/j.rse.2017.12.030.

Box, G.E.P, Jenkins, G.M. & Reinsel, G.C. 1994. *Time series analysis. Forecasting and control*, 4th Edition. Wiley & Sons. 784 pp. ISBN: 978-0-470-27284-8

Brack, C., Richards, G. & Waterworth, R.M. 2006. Integrated and comprehensive estimation of greenhouse gas emissions from land systems. *Sustainability Science*, 1(1): 91–106. DOI:10.1007/s11625-006-0005-6.

Brand, G.J., Nelson, M.D. & Nimerfro, K. 2000. The hexagon/panel system for selecting FIA plots under an annual inventory. In R.E. McRoberts, G.A. Reams, P. C. Van Deusen, eds. *Proceedings of the First Annual Forest Inventory and Analysis Symposium; General Technical Report NC-213*. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station: 8-13. (also available at www.nrs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr_nc213/gtr_nc213_008.pdf).

Brown, S. 1997. *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer estimating biomass and biomass change of tropical forests*. FAO Forestry Paper-134. (also available at www.fao.org/docrep/w4095e/w4095e00.htm).

Brown, S., Gillespie, A. J. R. & Lugo, A. E. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science*, 35(4): 881–902. DOI:10.1093/forestscience/35.4.881.

Brunet-Navarro, P., Jochheim, H. & Muys, B. 2016. Modelling carbon stocks and fluxes in the wood product sector: a comparative review. *Global Change Biology*, 22(7):2555–69. DOI:10.1111/gcb.13235.

Buchhorn, M., Smets, B., Bertels, L., Lesiv, M., Tsendbazar, N. - E., Herold, M. & Fritz, S. 2019. *Copernicus Global Land Service: Land cover 100 m: epoch 2015: Globe. Dataset of the global component of the Copernicus Land Monitoring Service 2019*. DOI 10.5281/zenodo.3243509.

Bullock, E. L., Woodcock, C. E., & Olofsson, P. 2018. Monitoring tropical forest degradation using spectral unmixing and Landsat time series analysis. *Remote Sensing of Environment*, 110968. DOI: 10.1016/j.rse.2018.11.011.

Bullock, E. L., Woodcock, C. E., Souza Jr. C. & Olofsson, P. 2020. Satellite based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. *Global Change Biology*, 26(5):2956-2969. DOI:10.1111/gcb.15029.

Bureau National de Coordination REDD+ de Madagascar. 2018. *Standard operating procedures for data collection – Interpretation manual* (also available at https://bnc-redd.mg/images/documents/MNV/MADA_DA_SOP_ManuelInterpretation_v2.pdf).

Burt, A., Calders, K., Cuni-Sanchez, A., Gómez-Dans, J., Lewis, P., Lewis, S. L. & Disney, M. 2020. Assessment of bias in pan-tropical biomass predictions. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3(12). DOI:10.3389/ffgc.2020.00012.

Böttcher, H., Eisbrenner, K., Fritz, S., Kinderman, G., Kraxner, F., McCullum, I. & Obersteiner, M. 2009. An assessment of monitoring requirements and costs of 'Reduced

Emissions from Deforestation and Degradation'. *Carbon Balance and Management*, 4(7). DOI:10.1186/1750-0680-4-7.

Búrquez, A. & Martínez-Yrizar, A. 2011. Accuracy and bias on the estimation of aboveground biomass in the woody vegetation of the Sonoran Desert. *Botany*, 89(9): 625–633. DOI:10.1139/b11-050.

Carroll, R.J., Ruppert, D., Stefanski, L.A. & Crainiceanu, C. 2006. *Measurement error in nonlinear models: a modern perspective*, 2nd ed. New York, Chapman Hall. 484 pp.

Cassol, H.L.G., Carreiras, J.K.B., Moraes, E.C., Aragão, L.E.O., Silva C.V.J., Quegan S. & Shimabukuro Y.E. 2018. Retrieving secondary forest aboveground biomass from polarimetric ALOS-2 PALSAR-2 data in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing*, 11(1): 59. DOI:10.3390/rs11010059.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145:78–99. DOI:10.1007/s00442-005-0100-x.

Chave, J., Condit, R., Aguilar, S., Hernandez, A., Lao, S. & Perez, R. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B.*, 359: 409–420. DOI:10.1098/rstb.2003.1425.

Chave, J., Rejou-Mechain, M., Burquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B. & Vielledent, G. 2014. Improved allometric models to estimate the above-ground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*. 20:3177-3190. DOI:10.1111/gcb.12629.

Chen, J., Ban, Y., & Li, S. 2014. Open access to Earth land-cover map. *Nature*, 514(7523):434. DOI:10.1038/514434c.

Chen, J., Jönsson, P., Tamura, M., Gu, Z., Matsushita, B. & Eklundh, L. 2004. A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time series data set based on the Savitzky–Golay filter. *Remote Sensing of Environment*, 91(3-4): 332-344. DOI: 10.1016/j.rse.2004.03.014.

Cienciala, E., Tomppo, E., Snorrason, A., Broadmeadow, M., Colin, A., Dunger, K., Exnerova, Z., Lasserre, B., Petersson, H., Priwitzer, T., Peña, G.S. & Ståhl, G. 2008. Preparing emission reporting from forests: use of national forest inventories in European countries. *Silva Fennica*, 42(1): 73–88. (also available at <https://www.silvafennica.fi/pdf/article265.pdf>).

Cifuentes Jara, M., Henry, M., Réjou-Méchain, M. et al. 2015. Guidelines for documenting and reporting tree allometric equations. *Annals of Forest Science*. 72, 763–768. DOI:<https://doi.org/10.1007/s13595-014-0415-z>.

Claverie, M., Ju, J., Masek, J. G., Dungan, J. L., Vermote, E. F., Roger, J.-C., Skakun, S. V. & Justice, C. 2018. The Harmonized Landsat and Sentinel-2 surface reflectance data set. *Remote Sensing of Environment*, 219: 145–161. DOI:10.1016/j.rse.2018.09.002.

Cochran, W.G. 1977. *Sampling techniques*, 3rd ed. New York, Wiley. 428 pp.

Cohen, W.B., Yang, Z. & Kennedy, R. E. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync – Tools for calibration and validation. *Remote Sensing*

of *Environment*, 114(12): 2911–2924. DOI:10.1016/j.rse.2010.07.010.

Committee on Earth Observation Satellites. 2020. *CEOS EO Handbook – Catalogue of satellite missions* (also available at <http://database.eohandbook.com/database/missiontable.aspx>).

Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37: 35–46. DOI:10.1016/0034-4257(91)90048-B.

De Palma, A., Sanchez-Ortiz, K., Martin, P.A., Chadwick, A., Gilbert, G., Bates, A.E, Börger, L., Cont, S., Hill, S.L.L. & Purvis, A. 2018. Chapter four – challenges with inferring how land-use affects terrestrial biodiversity: study design, time, space and synthesis. *Advances in Ecological Research*, 58: 163–199. DOI:10.1016/bs.aecr.2017.12.004.

DeVries, B., Decuyper, M., Verbesselt, J., Zeileis, A., Herold, M. & Joseph, S. 2015. Tracking disturbance-regrowth dynamics in tropical forests using structural change detection and Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, 169: 320–334. DOI: 10.1016/j.rse.2015.08.020.

DeWalt, S. J. & Chave, J. 2004. Structure and biomass of four lowland neotropical forests. *Biotropica*, 36(1): 7–19. DOI:10.1111/j.1744-7429.2004.tb00291.x.

Deng, L., Zhu, G., Tang, Z. & Shangguan, Z. 2016. Global patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks. *Global Ecology and Conservation*. 5: 127–138. DOI:10.1016/j.gecco.2015.12.004.

Dietze, M. C., Wolosin, M. S. & Clark, J. S. 2008. Capturing diversity and interspecific variability in allometries: a hierarchical approach. *Forest Ecology and Management*, 256(11): 1939–1948. DOI:10.1016/j.foreco.2008.07.034.

Diniz, C.G., de Almeida Souza, A.A., Santos, D.C., Dias, M.C., da Luz, N.C., de Moraes, D.R.V., Sant’Ana Maia, J., Gomes, A.R., da Silva Narvaes, I., Valeriano, D.M., Maurano, L.E.P., & Adami, M. 2015. DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. In *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 8:7, 3619–3628 DOI:10.1109/JSTARS.2015.2437075.

Drake, J. B., Knox, R. G., Dubayah, R. O., Clark, D. B., Condit, R., Blair, J. B. & Hofton, M. 2003. Above-ground biomass estimation in closed canopy Neotropical forests using LiDAR remote sensing: factors affecting the generality of relationships. *Global Ecology and Biogeography*, 12(2): 147–159. DOI:10.1046/j.1466-822X.2003.00010.x.

Ene, L.T, Næsset, E., Gobakken, T., Bollandsås, O.M., Mauya, E.W. & Zahabu. E. 2017. Large-scale estimation of change in aboveground biomass in miombo woodlands using airborne laser scanning and national forest inventory data. *Remote Sensing of Environment*, 188, 106–117. DOI:10.1016/j.rse.2016.10.046.

Ene, L.T, Næsset, E., Gobakken, T., Mauya, E.W., Bollandsås, O.M., Gregoire, T.G., Ståhl, G. & Zahabu. E. 2016. Large-scale estimation of aboveground biomass in miombo woodlands using airborne laser scanning and national forest inventory data. *Remote Sensing of Environment*, 186, 626–636. DOI:10.1016/j.rse.2016.09.006.

FAO & JRC. 2012. Global forest land-use change 1990–2005, by E.J. Lindquist, R. D’Annunzio, A. Gerrand, K. MacDicken, F. Achard, R. Beuchle, A. Brink, H.D. Eva, P. Mayaux, J. San-Miguel-Ayanz & H-J. Stibig. *FAO Forestry Paper No. 169. Food and Agriculture Organization of the United Nations and European Commission Joint Research Centre.* Rome, FAO.

FAO 2008. *National forest monitoring and assessment – Manual for integrated field data collection. Working Paper NFMA 37/E.* Rome. (also available at www.fao.org/)

forestry/14727-072b68bcfa49334202f1586889517ce24.pdf).

FAO 2013. *National Forest Monitoring Systems: Measurement, reporting and verification (M & MRV) in the context of REDD+ activities*. Rome. Italy. (also available at www.fao.org/3/a-bc395e.pdf-ISBN 978-92-5-107962-1).

FAO 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015*. Rome. (also available at www.fao.org/3/a-i4808e.pdf).

FAO 2017. *Voluntary guidelines on national forest monitoring*. Rome. (also available at www.fao.org/3/a-i6767e.pdf).

FAO 2019. *Nesting: Reconciling REDD+ at multiple scales. An Asia-Pacific perspective. UN-REDD Programme Info Brief*. Asia-Pacific Region. (also available at www.unredd.net/documents/redd-papers-and-publications-90/un-redd-publications-1191/information-brief-series/17158-nesting-reconciling-redd-at-multiple-scales-an-asia-pacific-perspective.html).

FRA. 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015*. Desk Reference. FAO. Rome. ISBN 978-92-5-108826-5.

Fayolle, A., Ngomandab, A., Mbasic, M., Barbierd, N., Bockoe, Y., Boyembac, F., Couterond, P. et al. 2018. A regional allometry for the Congo basin forests based on the largest ever destructive sampling. *Forest Ecology and Management*, 430: 228–240. DOI:10.1016/j.foreco.2018.07.030.

Filippi, P., Minasny, B., Cattle, S.R. & Bishop, T.F.A. 2016. Chapter four – monitoring and modeling soil change: the influence of human activity and climatic shifts on aspects of soil spatiotemporally. *Advances in Agronomy*, 139: 153–214. DOI:10.1016/bs.agron.2016.06.001.

Fishman, G. 1996. *Monte Carlo: Concepts, algorithms, and applications*. New York, USA, Springer.

Flores-Anderson, A.I., Herndon, K.E., Thapa, R.B. & Cherrington, E. 2019. *The SAR Handbook: Comprehensive methodologies for forest monitoring and biomass estimation*. SERVIR Global Science Coordination Office. DOI:10.25966/nr2c-s697.

Foody, G. M. 2020. Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sensing of Environment*, 239: 111630. DOI:10.1016/j.rse.2019.111630.

Foody, G.M. 2010. Assessing the accuracy of land cover change with imperfect ground reference data. *Remote Sensing Environment*, 114: 2271–2285. DOI:DOI: 10.1016/j.rse.2010.05.003.

Fortin, J. A., Cardille, J. A. & Perez, E. 2020. Multi-sensor detection of forest-cover change across 45 years in Mato Grosso, Brazil. *Remote Sensing of Environment*, 238: 111266. DOI:10.1016/j.rse.2019.111266.

Fuller, W. A. 1987. *Measurement error models*. John Wiley & Sons. 440 pp.

GOFC-GOLD. 2015. 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. **GOFC-GOLD Report version COP21-1**. Wageningen University, the Netherlands. (also available at www.gofcgold.wur.nl/redd/sourcebook/GOFC-GOLD_Sourcebook.pdf).

Gao, Y., & Mas, J.F. 2008. A Comparison of the Performance of Pixel Based and Object Based Classifications over Images with Various Spatial Resolutions. *Online Journal of Earth Sciences*.

2:27-35. (also available at <https://medwelljournals.com/abstract/?doi=ojesci.2008.27.35>).

Global Forest Observations Initiative (GFOI). 2018. Summary of Country experiences and critical issues related to estimation of activity data. Short Report 4th April 2018.

Goetz, S., Hansen, M., Houghton, R., Walker, W., Laporte, N. T. & Busch, J. 2015. *Measurement and monitoring for REDD+: the needs, current technological capabilities, and future potential*. Center for Global Development Working Paper, (392).

Goodman, L.A. 1960 On the exact variance of products. *Journal of the American Statistical Association*, 55: 708–713.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27. DOI:10.1016/j.rse.2017.06.031.

Griffiths, P., Kuemmerle, T., Baumann, M., Radeloff, V.C., Abrudan, I. V., Lieskovsky, J., Munteanu, C.; Ostapowicz, K. & Hostert, P. 2014. Forest disturbances, forest recovery, and changes in forest types across the Carpathian ecoregion from 1985 to 2010 based on Landsat image composites. *Remote Sensing of Environment*, 151:72–88. DOI:10.1016/j.rse.2013.04.022.

Grupo Interinstitucional De Monitoreo De Bosques Y Uso De La Tierra. 2018. Protocol for the use of the Open Foris platform (collect - collect earth - earth engine) applied to update reference levels of GHG-FREL/FRL- emissions from Guatemala 2001–2016. (also available at www.forestcarbonpartnership.org/system/files/documents/Gt%20ERPD%20Advanced%20Draft%20Anexo%20IV.pdf).

Hamunyela, E., Verbesselt, J. & Herold, M. 2016. Using spatial context to improve early detection of deforestation from Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, 172:126–138. DOI: 10.1016/j.rse.2015.11.006.

Hansen, M.C., Krylov, A., Tyukavina, A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Zutta, B., Ifo, S., Margono, B., Stolle, F., Moore, R. 2016. Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. *Environmental Research Letters*. 11:3. DOI:10.1088/1748-9326/11/3/034008.

Hansen, M.C., Potapov, P.V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A, Tyukavina, A., Thau, D. et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change [online]. *Science*, 342(6160): 850–3. DOI: 10.1126/science.1244693.

Hararuk, O., Shaw, C. & Kurz, W. A. 2017. Constraining the organic matter decay parameters in the CBM-CFS3 using Canadian National Forest Inventory data and a Bayesian inversion technique, *Ecological Modelling*, 364: 1–12. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2017.09.008.

Harris N.A., Davis C. R., Goldman E.D., Petersen R. & Gibbes S. 2018. *Comparing global and national approaches to estimating deforestation rates in REDD+ Countries*. Working Paper. Washington, DC, World Resources Institute. (also available at <https://wriorg.s3.amazonaws.com/s3fs-public/comparing-global-national-approaches.pdf>).

Heikkinen, J., Tomppo, E., Freidenschuss, A., Weiss, P., Hysten, G., Kušar, G., McRoberts, R., Kändler, G., Cienciala, E., Petersson, H., & Ståhl, G. 2012. Interpolating and extrapolating information from periodic forest surveys for annual greenhouse gas reporting. *Forest Science*. 58(3): 236-247 DOI:10.5849/forsci.10-086.

Herold, M., Carter, S., Avitabile, V., Espejo, A.B., Jonckheere, I, Lucas, R., McRoberts, R.E. et al. 2019. The role and need for space-based forest biomass-related measurements in environmental

management and policy. *Surveys in Geophysics*, (40): 757–778. DOI:10.1007/s10712-019-09510-6.

Hewson, J., Steininger, M.K. & Pesmajoglou, S., eds. 2014. *REDD+ measurement, reporting and verification (MRV) manual*, version 2.0. Washington, DC, USAID supported Forest Carbon, Markets and Communities Programme. (also available at www.climatelinks.org/resources/redd-measurement-reporting-and-verification-mrv-manual).

Holden, C.E. 2015. Yet another time series model (YATSM). Zenodo. (also available at <https://github.com/ceholden/yatasm>).

Houghton, R.A., Hall, F. & Goetz, S.J. 2009. Importance of biomass in the global carbon cycle. *Journal of Geophysical Research*, 114, G00E03. DOI:10.1029/2009JG000935.

Huang, C., Goward, S.N., Masek, J.G., Thomas, N., Zhu, Z. & Vogelmann, J.E. 2010. An automated approach for reconstructing recent forest disturbance history using dense Landsat time series stacks. *Remote Sensing of Environment*, 114(1):183–198. DOI:10.1016/j.rse.2009.08.017.

Huntzinger, D.N., Post, W.M., Wei, Y., Michalak, A.M., West, T.O., Jacobson, A.R., Baker, I.T. et al. 2012. North American Carbon Project (NACP) regional interim synthesis: terrestrial biospheric model intercomparison. *Ecological Modelling*, 232:144–157. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2012.02.004.

Huy, B., Huong, N.T.T., Sharma, B.D., Quang, N.V. (2013). *Participatory carbon monitoring: manual for local technical staff*. SNV – The Netherlands Development Organization, REDD+ Programme, Ho Chi Minh City. (also available at www.researchgate.net/publication/317380319_Participatory_Carbon_Monitoring_Manual_for_Local_Technical_Staff).

INEGI 2003. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, Escala 1:250,000, Serie IV (CONTINUO NACIONAL). Aguascalientes, México, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

INEGI 2007. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, Escala 1:250,000, Serie IV (CONTINUO NACIONAL). Aguascalientes, México, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. Penman J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara T., Tanabe K. & Wagner, F. (eds). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*, IPCC/IGES, Hayama, Japan.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. Eggleston, S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. & Tanabe, K. (eds). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, IPCC/IGES, Hayama, Japan.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2019. *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. & Federici, S. (eds). Switzerland, IPCC.

JPL. 2018. NASA-ISRO SAR (NISAR) Mission science users' handbook, version 1. (also available at https://nisar.jpl.nasa.gov/files/nisar/NISAR_Science_Users_Handbook.pdf).

Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L. S. & Birdsey, R.A. 2003. National-scale biomass estimators for United States tree species. *Forest Science*, 49: 12–35.

Joshi, N., Baumann, M., Ehammer, A., Fensholt, R., Grogan, K., Hostert, P., Jepsen, M.R., Kuemmerle, T., Meyfroidt, P., Mitchard, E.T. & Reiche, J. 2016. A review of the application of optical and radar remote sensing data fusion to land use mapping and monitoring. *Remote Sensing*,

9(1): 1–11. DOI:10.3390/rs8010070.

Keith, H., Barrett, D., & Keenan, R. (2000). *Review of allometric relationships for estimating woody biomass for New South Wales, the Australian Capital Territory, Victoria, Tasmania and South Australia.* (also available at www.greenhouse.gov.au/ncas).

Kennedy, R.E., Andréfouët, S., Cohen, W.B., Gómez, C., Griffiths, P., Hais, M., Healey, S.P. et al. 2014. Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(6): 339–346. DOI:10.1890/130066.

Kennedy, R.E., Cohen, W.B. & Schroeder, T.A. 2007. Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sensing of Environment*, 110: 370–386. DOI: 10.1016/j.rse.2007.03.010.

Kennedy, R.E., Yang, Z., & Cohen, W.B. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr – Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114(12): 2897–2910. DOI:10.1016/j.rse.2010.07.010.

Kim, D., Sexton, J.O., Noojipady, P., Huang, C., Anand, A., Channan, S., Feng, M. & Townshend, J.R.G. 2014. Global, Landsat-based forest-cover change from 1990 to 2000. *Remote Sensing of Environment*, 155: 178–193. DOI:10.1016/j.rse.2014.08.017.

Kurz W.A. 2010. An ecosystem context for global gross forest cover loss estimates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 9025–6. DOI:10.1073/pnas.1004508107.

Kurz, W.A., & Apps, M.J. 2006. Developing Canada’s national forest carbon monitoring, accounting and reporting system to meet the reporting requirements of the Kyoto Protocol. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 33–43. DOI:10.1007/s11027-006-1006-6.

Kurz, W.A., Birdsey, R.A., Mascorro, V.S., Greenberg, D., Dai, Z., Olguín, M. & Colditz, R. 2016. *Integrated modeling and assessment of North American forest carbon dynamics: Tools for monitoring, reporting and projecting forest greenhouse gas emissions and removals.* (Summary Report) Montreal, Canada, Commission for Environmental Cooperation. 23 pp.

Kurz, W.A., Dymond, C.C., White, T.M., Stinson, G., Shaw, C.H., Rampley, G.J., Smyth, C., Simpson, B.N., Neilson, E.T., Trofymow, J.A., Metsaranta, J. & Apps, M.J. 2009. CBM-CFS3: a model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*, 220: 480–504. DOI:10.3832/efor2040-009.

Kurz, W.A., Stinson, G., Rampley, G.J., Dymond, C.C. & Neilson, E.T. 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada’s forests to the global carbon cycle highly uncertain. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 1551–1555. DOI:doi: 10.1073/pnas.0708133105.

Kuyah, S., Dietz, J., Muthuri, C., Jamnadass, R., Mwangi, P., Coe, R. & Neufeldt, H. 2012. Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes: I. Aboveground biomass. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 158: 216–224. DOI:10.1016/j.agee.2012.05.011.

Köhl, M., Magnussen, S.S. & Marchetti, M. 2006. *Tropical Forestry: Sampling methods.* Remote Sensing and GIS multi-resource forest inventory. Springer.

Köhl, M., Scott, C.T., Lister, A.J., Demon, I. & Plugge, D. 2015. Avoiding treatment bias of REDD+ monitoring by sampling with partial replacement. *Carbon Balance and Management*. 10(11):

1–11. DOI:10.1186/s13021-015-0020-y.

Lambin, E.F. & Strahlers, A.H. 1994. Change-vector analysis in multitemporal space: a tool to detect and categorize land-cover change processes using high temporal-resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48(2): 231–244. DOI:10.1016/0034-4257(94)90144-9.

Lau, A., Martius, C., Bartholomeus, H., Shenkin, A., Jackson, T., Malhi, Y. & Bentley, L.P. 2019. Estimating architecture-based metabolic scaling exponents of tropical trees using terrestrial LiDAR and 3D modelling. *Forest Ecology and Management*, 439: 132–145. DOI:10.1016/j.foreco.2019.02.019.

Lawrence, M., McRoberts, R.E., Tomppo, E., Gschwantner, T., & Gabler, K. 2010. Comparisons of national forest inventories. In: Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M., & McRoberts, R.E. (eds). *National forest inventories: pathways to common reporting*. Dordrecht, Springer. pp. 19-32.

Le Toan, T. & Quegan, S. 2018. The BIOMASS mission: Quantifying biomass for carbon assessment, 24th K&C Science Team meeting, Tokyo, Japan, 29-31 Jan, 2018.

Ledo, A., Paul, K. I., Burslem, D.F.R.P., Ewel, J.J., Barton, C., Battaglia, M. & Chave, J. 2018. Tree size and climatic water deficit control root to shoot ratio in individual trees globally. *New Phytologist*, 217(1): 8–11. DOI:10.1111/nph.14863.

Lee, D., Llopis, P., Waterworth, R., Roberts, G. & Pearson, T. 2018. *Approaches to REDD+ nesting: Lessons learned from country experiences*. World Bank, Washington, DC., World Bank. (also available at <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/29720>).

Li, A. & Roy, D.P. 2017. Global analysis of Sentinel-2A, Sentinel-2B and Landsat-8 data revisit intervals and implications for terrestrial monitoring. *Remote Sensing*, 9: 902. DOI:10.3390/rs9090902.

Lo, E. 2005. Gaussian error propagation applied to ecological data: post-ice-storm-downed woody biomass. *Ecological Monographs*, 75: 451–466. DOI:10.1890/05-0030.

Loetsch, F. & Haller, K.E. 1964. Forest inventory. Volume 1. Verlagsgesellschaft. Munchen; Scott, C.T. 1984. *Forest Science*, 30: 157–166. DOI:10.1007/s13595-016-0554-5.

Lohr, S. L. 2009. *Sampling: Design and analysis*. Chapman and Hall/CRC.

Magdon, P., & Kleinn, C. 2013. Uncertainties of forest area estimates caused by the minimum crown cover criterion--a scale issue relevant to forest cover monitoring. *Environmental monitoring and assessment*. 185(6), 5345–5360. DOI:10.1007/s10661-012-2950-0.

Magnussen, S. & Carillo Negrete, O. I. 2015. Model errors in tree biomass estimates computed with an approximation to a missing covariance matrix. *Carbon Balance and Management*, 10: 21. DOI:10.1186/s13021-015-0031-8.

Maniatis, D., Scriven, J., Jonckheere, I. Laughlin, J. & Todd, K. 2019. Toward REDD+ implementation. *Annual Review of Environment and Resources*, 44(1): 373–398. DOI:10.1146/annurev-environ-102016-060839.

Margono, B.A., Turubanova, S., Zhuravleva, I., Potapov, P., Tyukavina, A., Baccini, A., Goetz, S. & Hansen, M.C. 2012. Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data sets from 1990 to 2010. *Environmental Research Letters*, 7(3): 034010. DOI:10.1088/1748-9326/7/3/034010.

Mascorro, V., Coops, N.C., Kurz, W.A. & Olguín, M. 2015. Choice of satellite imagery and attribution of changes to disturbance type strongly affects forest carbon balance estimates. *Carbon*

Balance Management, 10–30. DOI:10.1186/s13021-015-0041-6.

Masek, J.G., Cohen, W.B., Leckie, D., Wulder, M.A., Vargas, R., de Jong, B., Healey, S., Law, B., Birdsey, R., Houghton, R.A., Mildrexler, D., Goward, S. & Smith, W.B. 2011. Recent rates of forest harvest and conversion in North America. *Journal Geophysical Research Biogeosciences*, (116): G00K03. DOI:10.1029/2010JG001471.

Mauya, E.W., Hansen, E.H., Gobakken, T., Bollandsås, O.M., Malimbwi, R.E. & Næsset, E. 2015. Effects of field plot size on the prediction accuracy of aboveground biomass in airborne laser scanning-assisted inventories in tropical rain forests of Tanzania. *Carbon Balance and Management*, 10:10. DOI:10.1186/s13021-015-0021-x.

McNicol, I.M., Ryan, C.M. & Mitchard, E.T. 2018. Carbon losses from deforestation and widespread degradation offset by extensive growth in African woodlands. *Nature communications*, 9(1): 1–11. DOI:10.1038/s41467-018-05386-z.

McRoberts, R. E. 2003. Compensating for missing plot observations in forest inventory estimation. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(10), 1990-1997. DOI: 10.1139/x03-112.

McRoberts, R. E., Gobakken, T., & Næsset, E. 2012. Post-stratified estimation of forest area and growing stock volume using LiDAR-based stratifications. *Remote Sensing of Environment*, 125, 157-166. DOI:10.1016/j.rse.2012.07.002.

McRoberts, R.E. & Westfall, J.A. 2016. Propagating uncertainty through individual tree volume model predictions to large-area volume estimates. *Annals of Forest Science*, 73(3): 625–633. DOI:10.1007/s13595-015-0473-x.

McRoberts, R.E. 2010. The effects of rectification and Global Positioning System errors on satellite image-based estimates of forest area. *Remote Sensing of Environment*, 114: 1710–1717. DOI:10.1016/j.rse.2010.03.001.

McRoberts, R.E. 2014. Post-classification approaches to estimating change in forest area using remotely sensed auxiliary data. *Remote Sensing of Environment*, 151: 149–156. DOI:10.1016/j.rse.2013.03.036.

McRoberts, R.E., Chen, Q. & Walters, B.F. 2017. Multivariate inference for forest inventories using auxiliary airborne. *Forest Ecology and Management*, 401: 295–303. DOI:10.1016/j.foreco.2017.07.017.

McRoberts, R.E., Chen, Q., Domke, G.M., Ståhl, G., Saarela, S. & Westfall, J. A. 2016. Hybrid estimators for mean aboveground carbon per unit area. *Forest Ecology and Management*, 378: 44–56. DOI:10.1016/J.FORECO.2016.07.007.

McRoberts, R.E., Chen, Q., Walters, B.F. & Kaisershot, D.J. 2018. The effects of global positioning system receiver accuracy on airborne laser scanning-assisted estimates of aboveground biomass. *Remote Sensing of Environment*, 207: 42–49. DOI:10.1016/j.rse.2017.09.036.

McRoberts, R.E., Moser, P., Zimmermann Oliveira, L. & Vibrans, A.C. 2014. A general method for assessing the effects of uncertainty in individual-tree volume model predictions on large-area volume estimates with a subtropical forest illustration. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(1): 44–51. DOI:10.1139/cjfr-2014-0266.

McRoberts, R.E., Næsset, E. & Gobakken, T. 2013. Inference for LiDAR-assisted estimation of forest growing stock volume. *Remote Sensing of Environment*, 128: 268–275. DOI:10.1016/

j.rse.2012.10.007.

McRoberts, R.E., Næsset, E. & Gobakken, T. 2018. Comparing the stock-change and gain–loss approaches for estimating forest carbon emissions for the aboveground biomass pool. *Canadian Journal of Forest Research*, 48: 1535–1542. DOI:10.1139/cjfr-2018-0295.

McRoberts, R.E., Næsset, E., Saatchi, S., Liknes, G.C., Walters, B.F. & Chen, Q. 2019. Local validation of global biomass maps. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 83: 101931. DOI:10.3390/rs12111891.

McRoberts, R.E., Stehman, S.V., Liknes, G.C., Næsset, E., Sannier, C. & Walters, B.F. 2018. The effects of imperfect reference data on remote sensing-assisted estimators of land cover class proportions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 142: 292–300. DOI:10.1016/j.isprsjprs.2018.06.002.

McRoberts, R.E., Tomppo, E., Schadauer, K., Vidal, C., Ståhl, G., Chirici, G., Lanz, A., Cienciala, E., Winter, S. & Smith, W.B. 2009. Harmonizing national forest inventories. *Journal of Forestry*, 107: 179–187. DOI:10.1093/jof/107.4.179.

McRoberts, R.E., Vibrans, A.C, Sannier, C., Næsset, E., Hansen, M.C. & Lingner, D.V. 2016. Methods for evaluating the utilities of local and global maps for increasing the precision of estimates of subtropical forest area. *Canadian Journal of Forest Research*, 10: 924–932. DOI:10.1139/cjfr-2016-0064.

McRoberts, R.E., Wendt, D.G., Nelson, M.D. & Hansen, M.H. 2002. Using a land cover classification based on satellite imagery to improve the precision of forest inventory area estimates. *Remote Sensing of Environment*, 81: 36–44. DOI:10.1016/S0034-4257(01)00330-3.

Mehtätalo, L., de-Miguel, S. & Gregoire, T.G. 2015. Modeling height-diameter curves for prediction. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(7): 826–837. DOI:10.1139/cjfr-2015-0054.

Mitchard, E.T., Saatchi, S.S., Woodhouse, I.H., Nangendo, G., Ribeiro, N.S., Williams, M., Ryan, C.M., Lewis, S.L., Feldpausch, T.R. & Meir, P. 2009. Using satellite radar backscatter to predict above-ground woody biomass: a consistent relationship across four different African landscapes. *Geophysical Research Letters*, 36(23). DOI:10.1029/2009GL040692.

Mokany, K., Raison, R. J. & Prokushkin, A. S. 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12(1): 84–96. DOI:10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x.

Molto, Q., Rossi, V. & Blanc, L. 2013. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2): 175–183. DOI:10.1111/j.2041-210x.2012.00266.x.

Momo Takoudjou, S., Ploton, P., Sonke, B., Hanckenburg, J., Griffon, S., de Coligny, F., Kamdem, N.G., Libalah, M. & Mofack, G. 2018. Using terrestrial laser scanning data to estimate large tropical trees biomass and calibrate allometric models: a comparison with traditional destructive approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4): 905–916. DOI:10.1111/2041-210X.12933.

Montagu, K. D., Düttmer, K., Barton, C. V. M. & Cowie, A. L. 2005. Developing general allometric relationships for regional estimates of carbon sequestration – An example using *Eucalyptus pilularis* from seven contrasting sites. *Forest Ecology and Management*, 204(1): 115–129. DOI:10.1016/j.foreco.2004.09.003.

Muukkonen, P. 2007. Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *European Journal of Forest Research*, 126(2): 157–166. DOI:10.1007/s10342-007-0168-4.

Naidoo, L., Matieu, R., Main, R., Wessels, K. & Asner, G.P. 2016. L-band Synthetic Aperture Radar imagery performs better than optical datasets at retrieving woody fractional cover in deciduous,

dry savannahs. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 52: 54–64. DOI:10.1016/j.jag.2016.05.006.

National Climatic Data Center. 2012. Global set of historical tropical cyclones data. National NCDC & NOAA.

National Hurricane Center. 2013. Saffir-Simpson Hurricane Wind Scale. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), USA. [Cited 10 May 2020]. www.nhc.noaa.gov/aboutsshws.php.

Næsset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, 80, 88–99. DOI:10.1016/S0034-4257(01)00290-5

Næsset, E., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., Gregoire, T.G. & Ståhl, G. 2013. Model-assisted estimation of change in forest biomass over an 11 year period in a sample survey supported by airborne LiDAR: a case study with post-stratification to provide “activity data”. *Remote Sensing of Environment*, 128: 299–314. DOI:10.1016/j.rse.2012.10.008.

Næsset, E., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., Solberg, S. & McRoberts R.E. 2015. The effects of field plot size on model-assisted estimation of aboveground biomass change using multitemporal interferometric SAR and airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment*, 168: 252–264. DOI:10.1016/j.rse.2015.07.002.

Næsset, E., Gobakken, T., Solberg, S., Gregoire, T.G., Nelson, R., Ståhl, G. & Weydahl, D. 2011. Model-assisted regional forest biomass estimation using LiDAR and InSAR as auxiliary data: a case study from a boreal forest area. *Remote Sensing of Environment*, 115: 3599–3614. DOI:10.1016/j.rse.2011.08.021.

Næsset, E., Ørka, H.O., Solberg, S., Bollandsås, O.M., Hansen, E.H., Mauya, E., Zahabu, E., Malimbwi, R., Chamuya, N., Olsson, H. & Gobakken, T. 2016. Mapping and estimating forest area and aboveground biomass in miombo woodlands in Tanzania using data from airborne laser scanning, TanDEM-X, RapidEye, and global forest maps as auxiliary information: a comparison of estimated precision. *Remote Sensing of Environment*, 175: 282–306. DOI:10.1016/j.jag.2020.102138.

O'Brien, T. E., & Funk, G. M. 2003. A gentle introduction to optimal design for regression models. *The American Statistician*, 57(4), 265–267. DOI:10.1198/0003130032378.

Olofsson, P., Arévalo, P., Espejo, A.B., Green, C., Lindquist, E., McRoberts, R.E. & Sanz, M.J. 2020. Mitigating the effects of omission errors on area and area change estimates. *Remote Sensing of Environment*, 236: 111492. DOI:10.1016/j.rse.2019.111492.

Olofsson, P., Foody, G.M., Herold, M., Stehman, S.V., Woodcock, C.E. & Wulder, M.A. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148: 42–57. DOI:10.1016/j.rse.2014.02.015.

Olofsson, P., Foody, G.M., Stehman, S.V. & Woodcock, C.E. 2013. Making better use of accuracy data in land change studies: estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment*, 129:122–131. DOI:10.1016/j.rse.2012.10.031.

Ouimet, R., Camiré, C., Brazeau, M. & Moore, J. D. 2008. Estimation of coarse root biomass and nutrient content for sugar maple, jack pine, and black spruce using stem diameter at breast height. *Canadian Journal of Forest Research*, 38 (1): 92–100. DOI:10.1139/X07-134.

Pastor, J., Aber, J.D. & Melillo, J.M. 1984. Biomass prediction using generalized allometric regressions for some northeast tree species. *Forest Ecology and Management*, 7(4): 265–274.

DOI:10.1016/0378-1127(84)90003-3.

Paul, K.I., Roxburgh, S.H., Chave, J., England, J.R., Zerihun, A., Specht, A. & Sinclair, J. 2016. Testing the generality of above-ground biomass allometry across plant functional types at the continent scale. *Global Change Biology*, 22(6): 2106–2124. DOI:10.1111/gcb.13201.

Paul, K.I., Roxburgh, S.H., England, J.R., Ritson, P., Hobbs, T., Brooksbank, K. & Rose, B. 2013. Development and testing of allometric equations for estimating above-ground biomass of mixed-species environmental plantings. *Forest Ecology and Management*, 310, 483–494. DOI:10.1016/j.foreco.2013.08.054.

Peichl, M. & Arain, M.A. 2007. Allometry and partitioning of above- and belowground tree biomass in an age-sequence of white pine forests. *Forest Ecology and Management*, 253 (1–3), 68–80. DOI:10.1016/j.foreco.2007.07.003.

Pengra, B.W., Stehman, S.V., Horton, J.A., Dockter, D.J., Schroeder, T.A., Yang, Z., Cohen, W.B., Healey, S.P. & Loveland, T.R. 2019. Quality control and assessment of interpreter consistency of annual land cover reference data in an operational national monitoring programme. *Remote Sensing of Environment*, 238: 111261. DOI:10.1016/j.rse.2019.111261.

Pereira, L.O., Furtado, L.F.A., Novo, E.M.L.M., Sant’Anna, S.J.S., Liesenberg, V. & Silva, T.S.F. 2018. Multifrequency and Full-Polarimetric SAR assessment for estimating above ground biomass and leaf area index in the Amazon Várzea Wetlands. *Remote Sensing*. 10(9): 1355. DOI:10.3390/rs10091355.

Picard, N., Bosela, F.B. & Rossi, V. 2015. Reducing the error in biomass estimates strongly depends on model selection. *Annals of Forest Science*, 72: 811–823. DOI:10.1007/s13595-014-0434-9.

Pilli, R., Grassi, G., Kurz, W., Viñas, R. & Guerrero, N. 2016. Modelling forest carbon stock changes as affected by harvest and natural disturbances. Comparison with countries’ estimates for forest management. *Carbon Balance and Management*, 11: 5. DOI:10.1186/s13021-016-0047-8.

Ploton, P., Barbier, N., Momo, S. T., Réjou-Méchain, M., Boyemba Bosela, F., Chuyong, G. B., ... & Henry, M. 2016. Closing a gap in tropical forest biomass estimation: taking crown mass variation into account in pantropical allometries. *Biogeosciences*, 13, 1571–1585. DOI:10.5194/bg-13-1571-2016.

Pontius Jr., R. G. & Millones, M. 2011. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32: 4407–4429. DOI:10.1080/01431161.2011.552923.

Päivinen, R. & Yli-Kojola, H. 1989. Permanent sample plots in large-area forest inventory. *Silva Fennica*, 23: 243–252.

Pérez-Cruzado, C., Fehrmann, L., Magdon, P., Cañellas, I., Sixto, H. & Kleinn, C. 2015. On the site-level suitability of biomass models. *Environmental Modelling and Software*. 73: 14–26. DOI:10.1016/j.envsoft.2015.07.019.

Quegan, S. & Carreira, J. 2019. *Current status of the BIOMASS mission*. 25th K&C Science Team meeting, Tokyo, Japan, 5-8 Feb., 2019. [Cited 10 May 2020]. www.eorc.jaxa.jp/ALOS/kyoto/feb2019_kc25/pdf/2-09_KC25_BIOMASS_Carreira-Quegan.pdf.

Rahm, M., Cayet, L., Anton, V. & Mertons, B. 2013. *Detecting forest degradation in the Congo Basin by optical remote sensing*. Proceedings of ESA’s Living Planet Symposium.

Reich, P.B., Luo, Y., Bradford, J.B., Poorter, H., Perry, C.H. & Oleksyn, J. 2014. *Temperature drives global patterns in forest biomass distribution in leaves, stems, and roots*. Proceedings of the

National Academy of Sciences. 111(38): 13721–13726. DOI:10.1073/pnas.1216053111.

Reiche, J., Verbesselt, J., Hoekman, D. & Herold, M. 2015. Fusing Landsat and SAR time series to detect deforestation in the tropics. *Remote Sensing of Environment*, 156: 276–293. DOI:10.1016/j.rse.2014.10.001.

Reiche, J., Hamunyela, E., Verbesselt, J., Hoekman, D. & Herold, M. 2018. Improving near-real time deforestation monitoring in tropical dry forests by combining dense Sentinel-1 time series with Landsat and ALOS-2 PALSAR-2. *Remote Sensing of Environment*, 204: 147–161. DOI:10.1016/j.rse.2017.10.034.

Rejou-Mechain, M., Muller-Landau, H. C., Detto, M., Thomas, S. C., Toan, T. L., Saatchi, S. S., ... & Brockelman, W. Y. 2014. Local spatial structure of forest biomass and its consequences for remote sensing of carbon stocks. *Biogeosciences Discussions*, 11, 5711. DOI:10.5194/bg-11-6827-2014.

Reymondin, L., Jarvis, A., Perez-Uribe, A., Touval, J., Argote, K., Coca Castro, A., Rebetez, J., Guevara, E. 2012. Terra-i. A methodology for near real-time monitoring of habitat change at continental scales using MODIS-NDVI and TRMM. DOI:10.13140/RG.2.2.15618.99520.

Rosenqvist, A. 1996. Evaluation of JERS-1, ERS-1 and Almaz SAR backscatter for rubber and oil palm stands in West Malaysia. *International Journal of Remote Sensing*, 17: 3219–2131. DOI:10.1080/01431169608949140.

Rubin, D.B. 1987. *Multiple imputation for survey nonresponse*. Wiley & Sons, New York.

Räty, M., Heikkinen, J., Korhonen, K.T., Peräsaari, J., Ihalainen, A., Pitkänen, J. & Susanna Kangas, A. 2019. Effect of cluster configuration and auxiliary variables on the efficiency of local pivotal method for national forest inventory. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34: 607–616. DOI:10.1080/02827581.2019.1662938.

SAGARPA. 2012. *Servicio de informacion agroalimentaria y de consulta 2010 (SIACON)*. Ganaderia, Secretaria de Agricultura.

Saatchi, S. S., Xu, L., Meyer, V., Ferraz, A., Yan, Y., Shapiro, A., Wittiger, L., Lee, M. Tshibusu, E. & Banks, N. 2017. Carbon Map of DRC. High resolution carbon distribution in forests of Democratic Republic of Congo. *A Summary Report of UCLA Institute of Environment & Sustainability*.

Saatchi, S. 2019. SAR methods for mapping and monitoring forest biomass. In: *The SAR Handbook, Chapter 5*. DOI:10.25966/hbm1-ej07.

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. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(24): 9899–9904. DOI:10.1073/pnas.1019576108.

Sandker, M. 2018. REDD+ nesting: Reducing emissions, forest monitoring and benefit sharing at multiple scales. UN-REDD Programme. (also available at www.un-redd.org/post/2018/11/28/redd-nesting-reducing-emissions-forest-monitoring-and-benefit-sharing-at-multiple-scales).

Sannier, C., McRoberts, R.E. & Fichet, L.-V. 2016. Suitability of global forest change data to report forest cover estimates at national level in Gabon. *Remote Sensing of Environment*, 173: 326–338. DOI:10.1016/j.rse.2015.10.032.

Sannier, C., McRoberts, R.E., Fichet, L.-V., Etienne Massard, K. & Makaga, E.M.K. 2014. Using the regression estimator with Landsat data to estimate proportion forest cover and net

proportion deforestation in Gabon. *Remote Sensing of Environment*, 151: 138–148. DOI:10.1016/j.rse.2013.09.015.

Sano, E., Freitas, D., Souza, R., Matos, F., & Ferreira, G. (2019). Detecting new deforested areas in the Brazilian Amazon using ALOS-2 PALSAR-2 imagery. *Kyoto & Carbon Initiative Phase 4 Reports*, p 269-277. JAXA EORC NDX-2019009.

Santoro, M. & Cartus, O. 2019. *ESA Biomass Climate Change Initiative (Biomass_cci): Global datasets of forest above-ground biomass for the year 2017, v1*. Centre for Environmental Data Analysis. [Cited 10 May 2020]. DOI:10.5285/bedc59f37c9545c981a839eb552e4084.

Scarth, P., Armston, J., Lucas, R. & Bunting, P. 2019. A structural classification of Australian vegetation using ICESat/ GLAS, ALOS PALSAR, and Landsat sensor data. *Remote Sensing*. 11: 147. DOI:10.3390/rs11020147.

Schepaschenko, D., Moltchanova, E., Shvidenko, A., Blyshchyk, V., Dmitriev, E., Martynenko, O. & Kraxner, F. 2018. Improved estimates of biomass expansion factors for Russian forests. *Forests*, 9(6): 312. DOI:10.3390/f9060312.

Schnitzer, S.A., DeWalt, S.J. & Chave, J. 2006. Censusing and measuring lianas: a quantitative comparison of the common methods 1. *Biotropica*, 38(5): 581–591. DOI:10.1111/j.1744-7429.2006.00187.x.

Schreuder, H. T., & Wood, G. B. 1986. The choice between design-dependent and model-dependent sampling. *Canadian Journal of Forest Research*, 16(2), 260-265. DOI:DOI: 10.1007/1-4020-4381-3_3.

Schreuder, H.T., Scott, C.T. & Li, H.G. 1993. Estimation with different stratification at two occasions. *Forest Science*, 39(2): 368–382. (also available at www.researchgate.net/publication/233620250_Estimation_with_Different_Stratification_at_Two_Occasions).

Schroeder, T.A., Wulder, M.A., Healey, S.P. & Moisen, G.G. 2011. Mapping wildfire and clear-cut harvest disturbances in boreal forests with Landsat time series data. *Remote Sensing of Environment*, 115(6):1421–1433. DOI:10.1016/j.rse.2011.01.022.

Scott, C.T. 1993. Optimal design of a plot cluster for monitoring. In: *Rennolls, Keith; Gertner, George, eds. The optimal design of forest experiments and forest surveys: Proceedings, IUFRO S.4.11 conference*. Rennolls, Keith; Gertner, George, eds. London, UK: University of Greenwich, London: 233-242.

Silvey, S.D. 1980. *Optimal Design*. Chapman and Hall, London.

Siqueira, P. 2019. Forest stand height estimation. In: *The SAR Handbook, Chapter 4*. DOI:10.25966/4530-7686.

Skwira, G., Schroeder, J. & Peterson, R. 2005. Surface observations of landfalling hurricane rainbands. *Mon Weather Rev*, 133(2): 454–465. DOI:10.1175/MWR-2866.1.

Smyth, C.E., Stinson, G., Neilson, E., Lemprière, T.C., Hafer, M., Rampley, G.J. & Kurz, W.A. 2014. Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector.

Biogeosciences, 11: 441–480. DOI:10.5194/bg-11-3515-2014.

Spalding, D. 2009. *The role of forests in global carbon budgeting*. In M.L. Tyrrell, M.S. Ashton, D. Spalding & B. Gentry, eds. USA, Yale School of Forestry & Environmental Studies.

Stehman, S.V. 2009. Sampling designs for accuracy assessment of land cover. *International Journal of Remote Sensing*, 30(20): 5243–5272. DOI:10.1080/01431160903131000.

Stehman, S.V. 2013. Estimating area from an accuracy assessment error matrix. *Remote Sensing of Environment*, 132: 202–211. DOI:10.1016/j.rse.2013.01.016.

Stehman, S.V., Fonte, C.C., Foody, G.M. & See, L. 2018. Using volunteered geographic information (VGI) in design-based statistical inference for area estimation and accuracy assessment of land cover. *Remote Sensing of Environment*, 212: 47–59. DOI:10.1016/j.rse.2018.04.014.

Stelmaszczuk-Górska, M.A., Urbazaev, M., Schmullius, C., Thiel, C. 2018. Estimation of Above-Ground Biomass over Boreal Forests in Siberia Using Updated In Situ, ALOS-2 PALSAR-2, and RADARSAT-2 Data. *Remote Sensing*, 10:1550. DOI:10.3390/rs10101550.

Sternberg, M. & Shoshany, M. 2001. Influence of slope aspect on Mediterranean woody formations: comparison of a semiarid and an arid site in Israel. *Ecological Research*, 16(2): 335–345. DOI:10.1046/j.1440-1703.2001.00393.x.

Stinson, G., Kurz, W.A., Smyth, C.E., Neilson, E.T., Dymond, C.C., Metsaranta, J.M., Boisvenue, C., Rampley, G.J., Li, Q., White, T.M. & Blain, D. 2011. An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. *Global Change Biology*, 17: 2227–2244. DOI:10.1111/j.1365-2486.2010.02369.x.

Strahler, A.H., Boschetti, L., Foody, G.M., Friedl, M.A., Hansen, M.C., Herold, M. & Woodcock, C.E. 2006. Global land cover validation: recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps. *European Communities, Luxembourg*, 51(4).

Ståhl, G., Heikkinen, J., Petersson, H., La, J.R. & Holm, S. 2014. Sample-based estimation of greenhouse gas emissions from forests – a new approach to account for both sampling and model errors. *Forest Science*, 60: 3–13. DOI:10.5849/forsci.13-005.

Särndal, C.-E., Swensson, B. & Wretman, J. 1992. *Model assisted survey sampling*. New York, USA, Springer. 693 pp.

Thompson, S.K. 2012. *Sampling*, Third Edition. Hoboken, USA, John Wiley & Sons Inc.

Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M. & McRoberts, R.E. eds. 2010. *National forest inventories: pathways to common reporting*. Heidelberg, Germany, Springer. 610 pp.

Tomppo, E., Kuusinen, N., Mäkisara, K., Katila, M. & McRoberts, R.E. 2017. Effects of field plot configurations on the uncertainties of ALS-assisted forest resource estimates. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32(6): 488–500. DOI:10.1080/02827581.2016.1259425.

Tomppo, E., Malimbwi, R., Katila, M., Mäkisara, K., Henttonen, H.M., Chamuya, N., Zahabu, E. & Otienoc, J. 2014. A sampling design for a large area forest inventory: case Tanzania. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(8): 931–948. DOI:10.1139/cjfr-2013-0490.

Trofymow, J.A., Stinson, G. & Kurz, W.A. 2008. Derivation of a spatially explicit 86-year retrospective carbon budget for a landscape undergoing conversion from old-growth to managed forests on Vancouver Island, BC. *Forest Ecology and Management*, 256:1677–1691. DOI:10.1016/

j.foreco.2008.02.056.

United Nations Framework Convention on Climate Change. 2014. *Handbook on measurement, reporting and verification for developing country parties*. Bonn, ISBN 978-92-9219-128-3.

Vallejo, A., Reddy, R.C. & van der Linden, M. 2011. *Manual for monitoring of CDM afforestation and reforestation projects*. Part I – Standard Operational Procedures. BioCarbon Fund Report.

Vargas, C., Montalban, J., and Leon, A.A. 2019. Early warning tropical forest loss alerts in Peru using Landsat. *Environmental Research Communications*. (1)121002. DOI:10.1088/2515-7620/ab4ec3.

Verbesselt, J., Hyndman, R., Newnham, G. & Culvenor, D. 2010. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote sensing of Environment*, 114(1): 106–115. DOI:10.1016/j.rse.2009.08.014.

Verbesselt, J., Zeileis, A. & Herold, M. 2012. Near real-time disturbance detection using satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 123: 98–108. DOI:10.1016/j.rse.2012.02.022.

Vesa, L., Malimbwi, R.E., Tomppo, E., Zahabu, E., Maliondo, S., Chamuya, N., Nssoko, E., Otieno, J., Miceli, G., Kaaya, A. K. & Dalsgaard, S. 2010. National Forestry Resources Monitoring and Assessment of Tanzania (NAFORMA): Field Manual – Biophysical Survey. Ministry of Natural Resources and Tourism of Tanzania. M01-2010. 96 pp. (also available at www.fao.org/forestry/23484-05b4a32815ecc769685b21b03be44ea77.pdf).

Vieilledent, G., Gardi, O., Grinand, C., Burren, C., Andriamanjato, M., Camara, C., ... & Gond, V. 2016. Bioclimatic envelope models predict a decrease in tropical forest carbon stocks with climate change in Madagascar. *Journal of Ecology*, 104(3), 703–715. DOI: 10.1111/1365-2745.12548.

Walker, S.M., Pearson, T.H.R., Casarim, F.M., Harris, N., Petrova, S., Grais, A., Swails, E., Netzer, M., Goslee, K.M. & Brown, S. 2012. Standard Operating Procedures for Terrestrial Carbon Measurement: Version 2012. Winrock International.

Walker, W.S., Stickler, C.M., Kellndorfer, J.M., Kirsch, K.M. & Nepstad, D.C. 2010. Large-area classification and mapping of forest and land cover in the Brazilian Amazon: a comparative analysis of ALOS/PALSAR and Landsat data sources. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 3: 594–604. DOI:10.1109/JSTARS.2010.2076398.

Ware, K.D. & Cunia, T. 1962. Continuous forest inventory with partial replacement of samples. *Forest Science Monograph*. 3:40.

Waterworth, R.M. & Richards, G.P. 2008. Implementing Australian forest management practices into a full carbon accounting model. *Forest Ecology and Management*, 255: 2434–2443. DOI:10.1016/j.foreco.2008.01.004.

Wayson, C.A., Johnson, K.D., Cole, J.A., Olgún, M.I., Carrillo, O.I. & Birdsey, R.A. 2015. Estimating uncertainty of allometric biomass equations with incomplete fit error information using a pseudo-data approach: methods. *Annals of Forest Science*, 72(6): 825–834. DOI:10.1007/s13595-014-0436-7.

Weisse, M., Nogueron, R., Vicencio, R.E.V., and Castillo Soto, D.A. 2019. Use of Near-Real-Time Deforestation Alerts. A Case Study from Peru by - October 2019. (available at <https://www.wri.org/publication/use-near-real-time-deforestation-alerts>).

Westfall, J.A., Lister, A.J., Scott, C.T. & Weber, T.A. 2019. Double sampling for post-stratification in forest inventory. *European Journal of Forest Research*, 138: 375–382. DOI:10.1007/

s10342-019-01171-9.

Westfall, J.A.; Patterson, P.L.; Coulston, J.W. 2011. Post-stratified estimation: with-in strata and total sample size recommendations. *Canadian Journal of Forest Research*. 41: 1130-1139. DOI:10.1139/x11-031.

Williams, R.J., Zerihun, A., Montagu, K.D., Hoffman, M., Hutley, L.B. & Chen, X. 2005. Allometry for estimating aboveground tree biomass in tropical and subtropical eucalypt woodlands: towards general predictive equations. *Australian Journal of Botany*, 53(7): 607–619. DOI:10.1071/BT04149.

Woodcock, C.E., Allen, R., Anderson, M., Belward, A., Bindschadler, R., Cohen, W. & Wynne, R. 2008. Free access to Landsat imagery. *Science*, 320(5879): 1011–1012. DOI:10.1126/science.320.5879.1011a.

Woodcock, C.E., Loveland, T.R., Herold, M. & Bauer, M. E. 2020. Transitioning from change detection to monitoring with remote sensing: a paradigm shift. **Remote Sensing of Environment**, 238: 111558. DOI:10.1016/j.rse.2019.111558.

Woodcock, C.E., Macomber, S.A., Pax-Lenney, M. & Cohen, W.B. 2001. Monitoring large areas for forest change using Landsat: generalization across space, time and Landsat sensors. *Remote Sensing of Environment*, 78(1): 94–203. DOI:10.1016/S0034-4257(01)00259-0.

Wulder, M. A., White, J. C., Nelson, R. F., Næsset, E., Ørka, H. O., Coops, N. C., et al. 2012. Lidar sampling for large-area forest characterization: A review. *Remote Sensing of Environment*, 121, 196-209. DOI:10.1016/j.rse.2012.02.001.

Xiang, W., Liu, S., Deng, X., Shen, A., Lei, X., Tian, D. & Peng, C. 2011. General allometric equations and biomass allocation of *Pinus massoniana* trees on a regional scale in southern China. *Ecological Research*, 26(4): 697–711. DOI:10.1007/s11284-011-0829-0.

Xin, Q., Olofsson, P., Zhu, Z., Tan, B. & Woodcock, C.E. 2013. Toward near real-time monitoring of forest disturbance by fusion of MODIS and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 135(86): 234–247. DOI:10.1016/j.rse.2013.04.002.

Xu, L., Saatchi, S. S., Shapiro, A., Meyer, V., Ferraz, A., Yang, Y., et al. 2017. Spatial distribution of carbon stored in forests of the Democratic Republic of Congo. *Scientific reports*, 7, 1-12. DOI:10.1038/s41598-017-15050-z.

Yim, J-S., Shin, M-Y., Son, Y. & Kleinn, C. 2015. Cluster plot optimization for a large area forest resource inventory in Korea. *Forest Science and Technology*. 3:11,139-146. DOI:10.1080/21580103.2014.968222.

Zapata-Cuartas, M., Sierra, C.A. & Alleman, L. 2012. Probability distribution of allometric coefficients and Bayesian estimation of aboveground tree biomass. *Forest Ecology and Management*, 277: 173–179. DOI:10.1016/j.foreco.2012.04.030.

Zhu, Z. & Woodcock, C.E. 2012. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118: 83–94. DOI: 10.1016/j.rse.2011.10.028.

Zhu, Z. & Woodcock, C.E. 2014a. Automated cloud, cloud shadow, and snow detection in multitemporal Landsat data: an algorithm designed specifically for monitoring land cover change. *Remote Sensing of Environment*, 152: 217–234. DOI:10.1016/j.rse.2014.06.012.

Zhu, Z. & Woodcock, C.E. 2014b. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 144: 152–171. DOI:10.1016/

j.rse.2014.01.011.

Zhu, Z., Wang, S., & Woodcock, C.E. 2015. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*. 159:269–277. DOI:10.1016/j.rse.2014.12.014.

Zhu, Z., Woodcock, C.E. & Olofsson, P. 2012. Continuous monitoring of forest disturbance using all available Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 122: 75–91. DOI:10.1016/j.rse.2011.10.030.

Zhuravleva, I., Turubanova, S., Potapov, P., Hansen, M., Tyukavina, A., Minnemeyer, S. & Laporte, N. 2013. Satellite-based primary forest degradation assessment in the Democratic Republic of the Congo, 2000–2010. *Environmental Research Letters*, 8(2) DOI:10.1088/1748-9326/8/2/024034.

Zianis, D. & Mencuccini, M. 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management*, 187(2–3): 311–332. DOI:10.1016/j.foreco.2003.07.00.

Índice

acuerdo de parís

Sección 2.1, Sección 6.3, Sección 6.3.1, Sección 6.4.3

alianzas

Sección 1.1.3, Recuadro 4, Recuadro 5, Recuadro 6

análisis de categorías clave

Sección 2.3.9

análisis de la serie temporal

Sección 2.3.8, Sección 3.1.1, Sección 3.1.5.2, Sección 4.2.2, Recuadro 30

análisis técnico

Sección 6.4.3, Sección 6.4.4

anexo técnico

Sección 6.4.4

anexo técnico redd+

Sección 6.4.3

anidamiento

Sección 2.5.2.7, Recuadro 23

armonización de la información

Sección 2.2

arreglos institucionales

Capítulo 1, Recuadro 2

atribución

Sección 2.3.10, Box 16, Sección 4.2.1, Sección 4.2.2

aumento de las existencias forestales de carbono

Sección 2.5.1, Sección 2.5.1.4

biomasa aérea

Sección 3.1.5.3, Recuadro 22, Sección 4.3.1, Sección 4.3.1.1, Recuadro 36

biomasa

Sección 3.1.5.3, Sección 4.3.1

biomasa subterránea

Sección 4.3.1, Sección 4.3.1.1

bosque natural modificado

Sección 2.3.3, Sección 2.5.1.1

bosque primario

Sección 2.3.3, **Sección 2.5.1.1**

buena práctica

Sección 2.3

cambio de uso de la tierra

Sección 2.3.1, Sección 2.3.10, Recuadro 31

cambios en la cobertura de la tierra

Sección 2.3.1, Sección 3.1.5.1, Sección 4.2.2, Recuadro 31

capacidad interna

Sección 1.1.2, Sección 1.3.1, Sección 1.3.6

carbono orgánico del suelo

Sección 4.3.3

categoría de uso de la tierra

Sección 2.3.1, Recuadro 31

coherencia de las series temporales

Sección 2.3.8, Recuadro 15

combinado los datos

Capítulo 4, Sección 4.1, Sección 4.1.1, Sección 4.1.2, Sección 4.1.3

comparable

Sección 2.3

completo

Sección 2.3

comunicación

Sección 1.2.4, Recuadro 7

conservación del bosque

Sección 2.5.1, **Sección 2.5.1.3**

consistencia

Sección 2.3, **Sección 2.5.2.1**

contribuciones determinadas a nivel nacional

Sección 6.3.1, Sección 6.3.1.1, Sección 6.3.1.2, Sección 6.3.1.3

creación de capacidades

Sección 1.1.2, Sección 1.2.1, Sección 1.3.1, Sección 1.3.6

datos auxiliares

Sección 2.3.1, Box 16, Sección 4.2.1,

datos de la actividad

Sección 2.3.2, Sección 2.3.5, **Sección 4.2**, Sección 4.2.3, Recuadro 34

datos del inventario forestal

Sección 3.2.1, Sección 3.2.1.2, Sección 3.2.1.6, Sección 4.3.2

datos de referencia

Capítulo 3, Sección 3.1.5.2

datos existentes

Sección 3.2.4

datos ópticos

Sección 3.1.1

decisiones de diseño

Capítulo 2

definición de bosque

Sección 2.3.3, **Sección 2.3.11**

definición nacional de bosque

Sección 2.3.11

deforestación

Sección 2.5.1, **Sección 2.5.1.1**

degradación

Sección 2.5.1, **Sección 2.5.1.2**

diseño de muestreo

Sección 3.2.1.3, Sección 3.2.1.5, **Apéndice A**

documentación

Sección 1.3.1, Sección 1.3.2, **Sección 1.3.4**, Sección 1.4, Sección 2.3, Sección 6.3

elementos operacionales

Sección 1.3.1, Sección 1.3.2, Sección 1.3.3, Sección 1.3.4, Sección 1.3.5, Sección 1.3.6

enfoques

Sección 2.3.5, Box 13

espacialmente explícito

Sección 2.3.5

estimación de emisiones y absorciones

Recuadro 18, Recuadro 21, Recuadro 22, Sección 4.4, **Capítulo 5**, Sección 5.1

estimadores asistidos por modelos

Sección 3.2.1.4, Sección 4.2.3.3

estratificación**Sección 2.3.3****evaluación del sistema**

Sección 1.4, **Sección 1.4.1**, Sección 1.4.3, Sección 1.4.4, Recuadro 11

evaluación técnica**Sección 6.4.2****exactitud**

Sección 2.3, Sección 2.3.1

existencias de carbono en bosques**Sección 4.3****factores de emisiones/absorciones**

Sección 3.2.1.1, **Sección 4.4.1.1**, Sección 4.4.1.2

forestación**Sección 2.5.1.4****fuentes de observaciones terrestres**

Sección 3.2, Sección 3.2.1

garantía de calidad y control de calidad**Sección 1.3.5****gases**

Sección 2.3.7, Sección 4.3.4

gestión forestal sostenible

Sección 2.5.1, **Sección 2.5.1.3**

incendio**Sección 4.3.4****incertidumbre**

Sección 4.2.3, Sección 4.4.1.2, **Sección 5.1**, Recuadro 34, Recuadro 37, Recuadro 32

incertidumbres reducidas en la medida de lo posible

Sección 2.3, Sección 2.4, Sección 4.2.3, Sección 6.1

inferencia basada en el diseño

Sección 4.4.1, Recuadro 32, Recuadro 33, Recuadro 42

inferencia basada en modelos

Recuadro 19, Recuadro 20, **Sección 4.4.2**

inferencia**Sección 4.4**

informe bienal de actualización

Sección 6.3.2, Sección 6.4.4

informe bienal de transparencia

Sección 6.3.2

infraestructura

Sección 1.3.3, Recuadro 8

iniciativa mundial de observación de los bosques

Recuadro 1

institucionalización

Sección 1.1.1

integración

Sección 2.4, Recuadro 18, Recuadro 20, Capítulo 5, Sección 5.1

intervalo de confianza

Sección 4.2.3

inventario nacional de gases de efecto invernadero

Sección 2.5.2.1

inventario nacional forestal

Sección 3.2.1, Sección 3.2.1.2, Sección 3.2.1.6, Sección 4.3.2

lidar

Sección 3.1, Sección 3.1.3

mandatos

Recuadro 3, Sección 1.2.1, Recuadro 6

mantenimiento de registros

Sección 1.3.4, Sección 1.3.5

materia orgánica del suelo

Sección 4.3.2

materia orgánica muerta

Sección 4.3.2

mejora continua

Sección 1.3.6, Sección 2.3.9

método de diferencias de existencias

Sección 2.3.4

método de ganancias-pérdidas

Sección 2.3.4

métodos**Sección 2.3.4****modelización en el Nivel 3****Sección 2.4.2****modelo alométrico****Sección 4.3.1.1, Box 35****Monte Carlo****Sección 5.2****muestra probabilística****Recuadro 42****muestreo****Apéndice A, Recuadro 37****nivel de referencia forestal****Sección 2.5.2, Sección 2.5.2.2, Sección 6.4.1, Sección 6.4.2****nivel****Sección 2.3.6, Recuadro 14****notificación y verificación****Capítulo 6, Sección 6.3, Sección 6.4.5, Recuadro 41****objetivos de monitoreo y presentación de informes****Sección 2.1, Sección 2.3.2****objetivos y alcance****Sección 2.1, Sección 2.3.2****observaciones con sensores remotos****Sección 3.1, Sección 3.1.1, Recuadro 24****pagos en base a resultados****Sección 6.4.3****plantación forestal****Sección 2.3.3, Sección 2.5.1.1****procesamiento de los datos****Capítulo 4, Recuadro 29****proceso****Sección 1.3.1****propagación del error****Sección 5.2**

prudencia**Recuadro 38****radar de apertura sintética**Sección 3.1, **Sección 3.1.2****recálculo****Sección 2.3.8****recolección de los datos****Capítulo 4**, Sección 4.1, Sección 4.1.1**redd+**Recuadro 12, Sección 2.5.1, **Sección 6.4**, Sección 6.4.5**reforestación****Sección 2.5.1.4****requisitos de información****Sección 1.2.2**, Sección 2.1**reservorio de carbono****Sección 2.3.7**, Sección 4.3, Sección 4.3.1, Sección 4.3.2, Sección 4.3.3**reservorios****Sección 2.3.7****series de datos globales**Sección 3.1, **Sección 3.1.4**, Sección 3.1.5.2, Sección 3.1.5.3, Sección 4.3.1.2**significativo****Sección 2.3.9****sistema de información para la gestión****Sección 1.3.2**, Recuadro 8**sistema nacional de monitoreo de los bosques**

Estructura, Recuadro 17

sistema operacionalRecuadro 6, **Sección 1.4**, Recuadro 10**sistemas de alerta temprana****Apéndice C****sitios de monitoreo intensivo****Sección 3.2.2****subnacional****Sección 2.5.2.7**, Recuadro 23

suelos orgánicos

Sección 4.3.3

tierra no forestal

Sección 2.3.1

transparencia

Recuadro 9, **Sección 2.3**, Sección 6.1

unidad cartográfica mínima

Sección 3.1.5.1, Sección 3.2

uso efectivo de los recursos

Sección 1.2.3, Sección 2.3.9

variaciones de las existencias de carbono

Sección 4.3

verificación

Capítulo 6, Sección 6.2, Sección 6.4.5, Recuadro 41

Apéndice A Muestreo

Una estimación sólida y fidedigna del carbono en los sistemas forestales basada en métodos de muestreo debe considerar los siguientes principios:

Identificación de la población

La población es el número total de componentes o unidades bajo consideración. Las unidades de población pueden abarcar desde parcelas, hasta árboles y puntos. Cualquiera que sea el tipo seleccionado, las unidades de población se deben poder identificar con claridad y se debe poder advertir cualquier exclusión, además de su sistema de manejo. Si el muestreo tiene por objeto elaborar un modelo alométrico, por ejemplo la unidad lógica es un árbol, pero hay que prestar atención a las distintas partes (p.ej., las raíces), ¿cuál es el diámetro mínimo práctico que se debe considerar? Las parcelas para observar y medir las características de los rodales pueden tener diferente tamaño, desde 0,01 ha hasta más de 1 ha, y también pueden incluir grupos de subparcelas (relacionadas entre sí a través de su ubicación espacial) o partes de parcelas donde solo se miden las subpoblaciones en base al tamaño. La forma de la parcela puede estar relacionada con atributos de datos de teledetección (p.ej., tamaño de píxel para sensores ópticos) y normalmente es rectangular, cuadrada o circular. El tamaño y la forma óptimos de la parcela cambian en dependencia de las condiciones del bosque; y las parcelas de superficie más pequeña son las más típicas en poblaciones relativamente homogéneas, mientras que las parcelas más grandes son más eficientes para los bosques tropicales donde los árboles grandes dan como resultado una gran variación espacial en la biomasa. La combinación de datos de campo y de teledetección puede requerir parcelas más grandes para lograr una correspondencia entre el tamaño de la parcela sobre el terreno y la resolución de la imagen.

Selección de unidades de población para muestras

Las unidades de población se seleccionan para las muestras utilizando enfoques caracterizados como basados en la probabilidad, basados en el modelo o deliberados.

Los enfoques basados en la probabilidad se basan en la asignación de una probabilidad de selección positiva conocida a cada unidad de población. Las estimaciones de parámetros, como la media o el total, obtenidos de muestras probabilísticas pueden inferirse fácilmente para representar a toda la población. Por ejemplo, el muestreo aleatorio simple, es decir el más básico de estos diseños, asigna una probabilidad igual a cada una de las unidades de población. Pueden emplearse enfoques más eficientes basados en el diseño, siempre que se identifique de manera confiable alguna estructura en la población. Por ejemplo, en el muestreo estratificado se utilizan estratos de subpoblaciones relativamente homogéneas para mejorar la eficiencia de un esfuerzo de muestreo específico. La inferencia basada en el diseño (o en la probabilidad) requiere muestras probabilísticas.

El muestreo basado en el modelo se puede utilizar para seleccionar unidades con el fin de optimizar una característica del modelo, como la precisión de las estimaciones de los parámetros, la cobertura del rango sobre el que se aplicará el modelo, los extremos, los puntos de inflexión o dónde se prevén las relaciones lineales. La forma en que se han seleccionado las unidades de población para la muestra debería ser transparente. Una vez que se ha construido el modelo, se puede utilizar con inferencias basadas en el modelo para las estimaciones de los parámetros de la población. Se puede utilizar la inferencia basada en modelos, pero esta no requiere muestras probabilísticas. Por ejemplo, la inferencia basada en modelos se ha utilizado con muestras basadas en probabilidades adquiridas mediante diseños como el muestreo aleatorio estratificado (Schreuder and Wood, 1986). El **Recuadro**

42 ilustra más detalles del muestreo basado en el diseño y del muestreo basado en el modelo.

El muestreo intencional implica la selección de unidades de muestra en función de factores arbitrarios, como la facilidad de acceso o condiciones ambientales particulares. Este tipo de muestreo se asocia a menudo con un monitoreo intensivo y con proyectos de investigación a largo plazo que no tienen entre sus objetivos la inferencia de la población. Sin embargo, si se ha planificado utilizar muestras intencionales con fines inferenciales, se deben utilizar métodos basados en el modelo en lugar de los basados en el diseño, porque las muestras carecen de una base en la aleatorización o en la probabilidades de selección.

Recuadro 42: Muestreo basado en el diseño y basado en el modelo

El muestreo basado en el diseño, también conocido como muestreo probabilístico, es un enfoque de muestreo ampliamente conocido. Las unidades de población se seleccionan para la muestra utilizando un proceso aleatorio predeterminado basado en la probabilidad. Los ejemplos más frecuentes son:

- ▶ muestreo aleatorio simple, sistemático;
- ▶ muestreo con un punto de partida seleccionado aleatoriamente y preferiblemente una orientación;
- ▶ muestreo aleatorio estratificado.

Los enfoques de muestreo doble y por grupos también son comunes. Cada unidad de población debe tener una probabilidad positiva conocida de selección en la muestra, y el proceso de asignación al azar determina las unidades de población particulares seleccionadas para la muestra. Las probabilidades son la única base para extraer conclusiones o hacer inferencias, por lo general formuladas como enunciados de probabilidad como los intervalos de confianza. De la muestra acerca de los parámetros de la población (p.ej., total o media), proporción de la población con características determinadas, como perturbación o aparición de una especie rara, o varianza. Por tanto, si la muestra se ha seleccionado correctamente de acuerdo con el diseño aleatorio elegido, cualquier inferencia basada en estas probabilidades será válida y los cálculos no dependerán de ninguna suposición sobre la distribución espacial u otro patrón de la población. Aparte de los errores en la medición y observación y del uso de modelos alométricos, el muestreo es la única fuente de estocasticidad prevista y los efectos de esta incertidumbre pueden calcularse. Los INF suelen utilizar diseños de muestreo basados en la probabilidad con componentes sistemáticos como parcelas establecidas en cuadrículas sistemáticas o aleatoriamente dentro de mosaicos regulares de la población donde la probabilidad de selección para cada parcela es igual, positiva y conocida. Los diseños de muestreo probabilístico no excluyen probabilidades desiguales de selección dentro de la muestra. Los ejemplos incluyen muestreo estratificado con diferentes intensidades de muestreo a nivel de estrato, muestreo proporcional al tamaño (p.ej., muestreo puntual o muestreo de radio variable) o proporcional a una predicción (p.ej., volumen o altura estimados como en el muestreo de probabilidad proporcional a la predicción [3P]).

La inferencia basada en modelos plantea como hipótesis un modelo que relaciona la variable (Y, o dependiente) de respuesta de interés con una o más variables del predictor (X, o independientes). Se extrae una muestra, el modelo se ajusta a los datos de la muestra y el modelo con las estimaciones de los parámetros basados en la muestra se aplica a cada unidad de población. Por ejemplo, un sistema basado en el modelo que utiliza el sistema LiDAR como variable del predictor podría basarse en la suposición de que la biomasa está relacionada linealmente con la altura media sobre el suelo de los rendimientos por unidad de superficie. Se podría extraer una muestra intencional de emplazamientos de campo para parametrizar

este modelo, después de lo cual se podría estimar la biomasa media por unidad de superficie del bosque como la media de las unidades de población total de la predicción del modelo. La falta de sesgo de los estimadores basados en el modelo depende de la adecuación del modelo asumido y de la similitud entre los momentos de las variables del predictor para la muestra utilizada para construir el modelo y los momentos para la población a la que se aplica el modelo. Mientras que la incertidumbre para la inferencia basada en el diseño se basa principalmente en la variabilidad de la población, la incertidumbre para la inferencia basada en el modelo se basa principalmente en la incertidumbre en las estimaciones de los parámetros del modelo, la incertidumbre residual alrededor de las predicciones del modelo y la correlación espacial entre los residuos.

Consideraciones sobre el tamaño de la muestra

Para seleccionar una muestra de terreno, el primer paso es determinar el tamaño de la muestra, que puede estar predeterminado debido a factores como el presupuesto disponible y/o la precisión requerida. El tamaño de la muestra debe ser suficiente para capturar la variabilidad en la población y hacer probable que la exactitud y precisión de las estimaciones de las medias poblacionales satisfagan sus propósitos previstos. Para el muestreo probabilístico, se realiza una estimación predeterminada del tamaño de la muestra necesario para lograr la precisión deseada. Los tamaños predeterminados de la muestra para elaborar estimaciones exactas y útiles para la población objetivo (o subpoblación o estrato), o para la estimación de parámetros en el caso de muestreos basados en el modelo, deben basarse en estimaciones de la variabilidad de las poblaciones o subpoblaciones realizadas a partir de los datos existentes o de estudios de reconocimiento. Las estimaciones útiles generalmente se definen en función de la exactitud deseada que, en muchos casos, es un valor predeterminado del 10 por ciento en un intervalo de confianza del 95 por ciento. Para un muestreo aleatorio o un muestreo sistemático simple de la población, o de un estrato dentro de esa población, el tamaño estimado requerido de muestra es:

Ecuación 60

$$n = \frac{t^2 \sigma^2}{P^2}$$

donde CV es el coeficiente de variación previsto expresado como porcentaje y calculado como la relación entre la desviación estándar de la muestra o una desviación estándar residual del modelo y la media de la muestra; P es la relación entre la mitad de la anchura del intervalo de confianza deseado y la media de la muestra, también expresada como porcentaje de la media; y t se toma de la distribución t con n-q grados de libertad, donde q es el número de parámetros estimados, al nivel de confianza deseado, comúnmente 0,05 que corresponde a un intervalo de confianza del 95 por ciento. Los tamaños de la muestra para detectar perturbaciones raras como la deforestación pueden necesitar ser relativamente grandes cuando se usa un muestreo aleatorio simple. Por ejemplo, suponiendo un muestreo aleatorio simple, se pueden requerir tamaños de muestra de $n > 300$ si las superficies previstas de perturbación forestal anual son del orden de solo el 1 por ciento de la superficie de la población. El muestreo estratificado se puede utilizar para reducir sustancialmente los tamaños de muestra requeridos.

Para el muestreo basado en el modelo, se utilizan estimaciones preliminares de las estimaciones de los parámetros del modelo, basadas en estudios previos o conocimientos de expertos para guiar la selección de la muestra. En las estadísticas, el muestreo basado en modelos a menudo se caracteriza por un diseño óptimo (Silvey, 1980; O'Brien and Funk, 2003).

Muestreo complementario

Puede ser necesario un muestreo complementario cuando los datos adquiridos de un programa de muestreo basado en parcelas, como un INF, no producen resultados satisfactorios. Un ejemplo común es la precisión insuficiente para la estimación de un parámetro de población, en particular, un parámetro de cambio que el muestreo original no fue diseñado específicamente para estimar. Asimismo, es posible que sea necesario ampliar la muestra a nuevas superficies. Los ejemplos se relacionan con la necesidad de extender la muestra original a tierras originalmente excluidas debido a factores como criterios de propiedad o diferentes definiciones de tierra forestal. Si se van a utilizar estimadores basados en el diseño, se debe tener cuidado al seleccionar unidades de muestra adicionales

para asegurar que la muestra aumentada conserve sus características de probabilidad.

Una solución que se puede implementar fácilmente, independientemente del diseño muestral original, es seleccionar una muestra probabilística completamente nueva, calcular estimaciones para cada muestra por separado y luego combinar las estimaciones ponderando las dos estimaciones, quizás por las inversas de su varianza respectiva estimadas. Es importante señalar que el diseño de la muestra para el aumento no tiene que ser necesariamente el mismo diseño que el de la muestra original, aunque debe ser una muestra probabilística.

Una muestra aleatoria simple original se puede aumentar fácilmente con solo seleccionar aleatoriamente unidades de muestra adicionales dentro de la población existente. En caso de una extensión de la población a nuevas superficies, para esas nuevas superficies se puede utilizar la misma intensidad de muestreo utilizada para la población original. Para el muestreo aleatorio estratificado con muestreo aleatorio simple dentro de los estratos, la precisión insuficiente se puede remediar mediante un muestreo aleatorio simple adicional dentro de los estratos. Para la extensión de una muestra estratificada a nuevas superficies, una solución relativamente fácil es simplemente definir la nueva superficie como un estrato adicional. Deben evitarse los intentos de aumentar una muestra estratificada con diferentes intensidades de muestreo dentro del estrato utilizando una estratificación de aumento diferente. Para este caso, es muy probable que el muestreo complementario deba adaptarse individualmente a los nuevos estratos definidos por las intersecciones de las estratificaciones original y aumentada. El resultado puede ser un gran número de nuevos estratos, algunos de los cuales pueden ser bastante pequeños, pero todos requerirán un tamaño de muestra adecuado.

Se pueden utilizar varios métodos para aumentar una muestra sistemática original a fin de aumentar la exactitud. Suponiendo que se utiliza una cuadrícula, se puede reducir el espaciado de la cuadrícula en una o ambas direcciones. O bien, si las ubicaciones de las parcelas se seleccionaron originalmente dentro de polígonos regulares, se pueden seleccionar parcelas adicionales dentro de esos mismos polígonos. Si el tamaño de la muestra resultante es demasiado grande, se puede seleccionar una muestra sistemática de las nuevas ubicaciones de las parcelas, aunque la muestra resultante puede no ser exactamente espacialmente sistemática. Los métodos para extender una muestra sistemática original a nuevas superficies dependen de la naturaleza de esas nuevas superficies. Si la nueva superficie está totalmente contenida dentro de los límites espaciales de la población original, simplemente se pueden incluir las ubicaciones de parcelas basadas en cuadrículas que originalmente fueron excluidas. Si la nueva superficie es externa a los límites espaciales de la población original, la cuadrícula simplemente se puede extender a la nueva superficie.

Si se va a utilizar el estimador basado en el diseño, asistido por modelos o basado en el modelo, se puede seleccionar una muestra intencional para mejorar las características del modelo, como la precisión de la predicción en los extremos de los rangos de las variables independientes. La muestra combinada original e intencionada se puede utilizar para construir el modelo tanto para la inferencia asistida por modelo como para la inferencia basada en el modelo. Sin embargo, aunque la muestra combinada se puede usar para evaluar la incertidumbre para la inferencia basada en el modelo, solo la muestra probabilística original puede usarse para estimar la media poblacional asistida por modelos y su varianza.

Consideraciones adicionales al construir inferencias para la población objetivo

Si los parámetros de la población se estiman a partir de la suma de submuestras o modelos o relaciones separados, se debe evitar el doble recuento de los reservorios. Se deben identificar todas las fuentes de incertidumbre en la medida de lo posible, y se deben estimar sus efectos. Estos incluyen la variabilidad

del muestreo, los errores de observación y medición y la incertidumbre de la predicción del modelo.

Para lograr los objetivos de muestreo y de modelización deseados, a menudo es necesaria la estratificación por clima (precipitaciones, temperatura) o condiciones ambientales generales (altitud, topografía, tipo de suelo), posiblemente integrado en zonas biogeoclimáticas. Las redes de estaciones meteorológicas y los registros históricos pueden mejorarse mediante enfoques de modelización espacial para desarrollar superficies climáticas a fin de usarlas como entrada en los modelos o para una estratificación más eficaz.

Las parcelas permanentes se pueden utilizar para mejorar la precisión de la estimación del cambio cuando se miden repetidamente a lo largo del tiempo, además de permitir la estimación de los componentes del cambio: en crecimiento, acumulación, mortalidad y absorciones. Sin embargo, si estas parcelas se tratan de manera diferente del resto del bosque (p.ej., no se talan o no se ralean de la misma manera), o si se vuelve a definir la población debido a la remoción de tipos específicos de tierra sin una remoción de las parcelas correspondientes, la muestra de parcelas permanentes ya no será representativa del bosque real. Los datos de teledetección, como la cobertura del dosel o la perturbación, se pueden utilizar para determinar si las parcelas permanentes se han tratado de manera no representativa. Si las parcelas permanentes ya no son representativas del bosque más grande, es posible que se requieran nuevas parcelas para representar la condición real con mayor precisión. Si un subconjunto de las parcelas ya establecidas sigue siendo representativo, estas se pueden seguir utilizando considerándolas como un estrato o estratos.

En alternativa, las parcelas permanentes se pueden incorporar a un enfoque en donde se utilicen modelos y variables auxiliares de teledetección para aumentar la precisión. En el pasado se ha utilizado el muestreo con sistemas de reemplazo parcial, donde se reemplaza una proporción de las parcelas en cada período de medición, como compromiso para estimar el cambio y las condiciones reales pero, en general, se ha considerado que es un compromiso complejo y difícil de mantener.

Referencias

- Köhl, M., Scott, C.T., Lister, A.J., Demon, I., y Plugge, D. (2015). Avoiding treatment bias of REDD+ monitoring by sampling with partial replacement. *Carbon Balance and Management*. 10:11.
- O'Brien, T.E., Funk, G.M., 2003. A gentle introduction to optimal design for regression models. *The American Statistician* 57(4): 265-267.
- Silvey, S. 1980. *Optimal design: An introduction to theory for parameter estimation*. Netherlands: Springer. 86 p.
- Wood, G.B., Schreuder, H.T. 1986. Implementing point-Poisson and point-model based sampling in forest inventory. *Forest Ecology and Management* 14: 141-156.

Apéndice B Eficacia relativa

Este apéndice contiene los resultados y las referencias bibliográficas que respaldan las conclusiones resumidas en la **Sección 3.1.4, Recuadro 26**.

Tabla 29: Eficacia relativa de utilizar mapas de tierras forestales/no forestales y mapas de cambio nacional vs. mapas elaborados mediante la plataforma GFC de la UMD para Gabón

Tipo de mapa/datos de teledetección	Bioma/tipo de bosque	Variable objetivo	Eficacia relativa de utilizar mapa nacional vs. mapa mundial	% reducción en el tamaño de la muestra
Cobertura forestal UMD GFC con umbral de 30% tierras forestales/no forestales, mapa UCM de 1 ha	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	9,5	89,4
Cobertura forestal UMD GFC con umbral de 30% tierras forestales/no forestales, sin mapa UCM	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	9,2	89,1
Cobertura forestal UMD GFC con umbral de 70% tierras forestales/no forestales, mapa UCM de 1 ha	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	3,8	73,6
Cobertura forestal UMD GFC con umbral de 70% tierras forestales/no forestales, sin mapa UCM	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	3,8	73,8
Cobertura forestal UMD GFC con umbral de 30% tierras forestales/no forestales, mapa UCM de 1 ha	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	2	49,7
Cobertura forestal UMD GFC con umbral de 30% tierras forestales/no forestales, sin mapa UCM	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	2,6	61
Cobertura forestal UMD GFC con umbral de 70% tierras forestales/no forestales, mapa UCM de 1 ha	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	4,6	78,3
Cobertura forestal UMD GFC con umbral de 70% tierras forestales/no forestales, sin mapa UCM	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	2,6	61,6

Tipo de datos de referencia: interpretación independiente de imágenes satelitales

Tabla 30: Eficacia relativa de utilizar mapas de tierras forestales/no forestales y mapas de cambio nacional y mapas elaborados mediante la plataforma GFC de la UMD en contraste con datos de muestra para Gabón

Tipo de mapa/datos de teledetección	Bioma/tipo de bosque	Variable objetivo	Eficacia relativa de utilizar mapa	% reducción en el tamaño de la muestra
Mapa nacional de tierras forestales/no forestales	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	57,7	98

Tipo de mapa/datos de teledetección	Bioma/tipo de bosque	Variable objetivo	Eficacia relativa de utilizar mapa	% reducción en el tamaño de la muestra
Cobertura forestal GFC de la UMD con umbral de 30% tierras forestales/no forestales mapa UCM de 1 ha	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	6,1	83,6
Cobertura forestal GFC de la UMD con umbral de 30% tierras forestales/no forestales, sin mapa UCM	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	6,3	84
Cobertura forestal GFC de la UMD con umbral de 70% tierras forestales/no forestales mapa UCM de 1 ha	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	15,3	93,4
Cobertura forestal GFC de la UMD con umbral de 70% tierras forestales/no forestales, sin mapa UCM	Bosque tropical lluvioso	Superficie forestal	15,1	93,4
Mapa nacional de tierras forestales/no forestales	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	2,66	62,4
Mapa nacional de tierras forestales/no forestales	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	1,12	10,9
Cobertura forestal GFC de la UMD con umbral de 30% tierras forestales/no forestales mapa UCM de 1 ha	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	0,57	n/a
Cobertura forestal GFC de la UMD con umbral de 30% tierras forestales/no forestales, sin mapa UCM	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	0,44	n/a
Cobertura forestal GFC de la UMD con umbral de 70% tierras forestales/no forestales mapa UCM de 1 ha	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	0,24	n/a
Cobertura forestal GFC de la UMD con umbral de 70% tierras forestales/no forestales, sin mapa UCM	Bosque tropical lluvioso	Superficie neta de cambio forestal	0,43	n/a

Tipo de datos de referencia: interpretación independiente de imágenes satelitales

Tabla 31: Eficacia relativa de utilizar mapas de tierras forestales/no forestales nacional y mapas elaborados mediante la plataforma GFC de la UMD en contraste con datos de muestra para Tanzania

Tipo de mapa/datos de teledetección	Bioma/tipo de bosque	Variable objetivo	Eficacia relativa de utilizar mapa	% reducción en el tamaño de la muestra
Mapa mundial UMD (cobertura forestal y números digitales del Landsat de mosaicos). Calibrado para definición forestal local.	Bosques claros de miombo	Superficie forestal	1,4	29%

Tipo de mapa/datos de teledetección	Bioma/tipo de bosque	Variable objetivo	Eficacia relativa de utilizar mapa	% reducción en el tamaño de la muestra
Mapa mundial UMD. Cobertura forestal con umbral de 10%.	Bosques claros de miombo	Superficie forestal	1	0%
Mapa mundial UMD. Cobertura forestal con umbral de 20%.	Bosques claros de miombo	Superficie forestal	1,2	17%
Mapa forestal/no forestal mundial ALOS PALSAR. Calibrado para definición forestal local.	Bosques claros de miombo	Superficie forestal	1,7	41%
Mapa forestal/no forestal mundial ALOS PALSAR.	Bosques claros de miombo	Superficie forestal	1,5	33%
Imágenes satelitales ópticas RapidEye. Calibrado para definición forestal local.	Bosques claros de miombo	Superficie forestal	2	50%
Mapa mundial UMD (cobertura forestal). Calibrado para definición forestal local.	Bosques claros de miombo	Superficie forestal	1,8	44%
Imágenes satelitales ópticas RapidEye. Calibrado para definición forestal local.	Bosques claros de miombo	Superficie forestal	1,7	41%

Tipo de datos de referencia: Inventario nacional de parcelas (primeros 6 casos; interpretación fotográfica de imágenes visuales (casos 7 y 8)

Referencias

Desclée, B., Mayaux, P., Hansen, M., Lola Amani, P., Sannier, C. Mertens, B., Haüsler T., Ngamabou Siwe, R., Poilvé, H., Gond, V., Rahm, M., Haarpainter, J., Kibambe Lubamba, J.P. (2014) Evolución de la superficie de cobertura forestal a escala regional y nacional y los promotores del cambio en los bosques de la cuenca del Congo — Estado de los bosques 2013. Eds: deWasseige C., Flynn J., LouppeD., Hiol Hiol F., Mayaux Ph. 2014. Weyrich. Bélgica. 328 pp.

Næsset, E., Ørka, H.O., Solberg, S., Bollandås, O.M., Hansen, E.H., Mauya, E., Zahabu, E., Malimbwi, R., Chamuya, N., Olsson, H. & Gobakken, T. 2016. Cartografía y estimación de la superficie forestal y biomasa por encima del suelo en bosques claros de miombo en Tanzania utilizando datos del escaneado por láser aéreo, TanDEM-X, RapidEye, y mapas forestales mundiales como información auxiliar: Una comparación de la exactitud estimada. *Remote Sensing of Environment* 175: 282- 306.

Ørka, H.O. 2015. Evaluación de la exactitud de los mapas forestales mundiales e imágenes satelitales de alta resolución para la estimación de superficies forestales en una primera fase de MRV para REDD+. Informe del Centro Espacial noruego, 29 de junio 2015, no publicado, 19 pp.

Sannier, C., McRoberts, R. E., & Fichet, L. (2016). Suitability of Global Forest Change data to report forest cover estimates at national level in Gabon. *Remote Sensing of Environment*. 173:326-338.

Apéndice C Sistemas de alerta temprana

El monitoreo forestal por satélite se ha convertido en una parte integral del monitoreo de REDD+, pero la mayoría de las evaluaciones se realizan anualmente o cada dos años y solo detectan cambios en los bosques mucho después de que estos hayan ocurrido. Además de monitorear los cambios históricos en la cobertura de la tierra, el monitoreo basado en satélites también puede contribuir a informar las intervenciones de reducción de emisiones mediante el uso de sistemas de alerta temprana (AT) casi en tiempo real que detectan la pérdida de cobertura forestal diaria, semanal o mensual. La frecuencia y la baja latencia de los sistemas de alerta temprana hacen posible responder rápidamente a los eventos de deforestación, lo que podría detener la ulterior tala de los bosques.

Si bien los sistemas de AT y de monitoreo y notificación de REDD+ pueden ser parte del SNMF de un país y ambos pueden depender de imágenes satelitales, los sistemas de AT y los sistemas de MNV suelen tener algunas diferencias entre sí:

- ▶ **Objetivos** – la principal diferencia entre los sistemas de AT y los de MNV es que los primeros se construyen como herramienta para evaluar rápidamente la deforestación con el fin de formular una medida de respuesta, en lugar de una obligación de informar. Esto tiene muchas implicaciones por las propiedades que se enumeran más adelante.
- ▶ **Sensores** – normalmente, las líneas de base y los datos históricos son menos importantes para los sistemas de AT que para los de MNV, ya que los datos más importantes de los sistemas de AT se refieren a lo que ha sucedido recientemente. Esto significa que los sensores más nuevos, como los del programa europeo Copernicus, pueden ser más fáciles de usar para la AT que como parte de la MNV. En cambio, la frecuencia de observación es fundamental, ya que permite una detección más rápida de las perturbaciones forestales. Los sistemas de AT a menudo se benefician de los datos de radar (o radar en combinación con datos ópticos), ya que las nubes y el humo, que a menudo limitan la frecuencia de los sensores ópticos en los trópicos, no afectan las señales de microondas (radar).
- ▶ **Métodos** – los sistemas de AT a menudo aprovechan el detalle temporal completo de los datos de series temporales, lo que es útil para una detección precisa de la pérdida de cobertura forestal. Las metodologías varían, pero se puede utilizar un enfoque probabilístico para permitir la inclusión de flujos de datos de varios sensores. Se pueden establecer umbrales de probabilidad en los que se marca la deforestación para cambiar la probabilidad de errores de comisión u omisión, de acuerdo con las necesidades de las partes interesadas. Por ejemplo, algunos grupos de interés que están respondiendo a los sistemas de AT en superficies extensas pueden tener una tolerancia muy baja a los errores de comisión, debido al alto costo de las intervenciones de campo (a expensas de omisiones más altas). Los que realizan patrullajes regulares de superficies más pequeñas, digamos un parque nacional, pueden tolerar un nivel más alto de falsos positivos para reducir la omisión. Aunque los métodos para preprocesar datos de muchos sensores están bien desarrollados, todavía quedan algunos desafíos, en particular para los flujos de datos más nuevos. Se deben dar varios pasos para combinar datos de diferentes sensores, incluido el registro conjunto. En los bosques estacionales, la normalización espacial se usa comúnmente para tener en cuenta los efectos estacionales en la serie temporal. Los datos de referencia (datos terrestres o imágenes ópticas de alta resolución) se utilizan a menudo para calibrar y evaluar la precisión de dichos sistemas (Reiche *et al.*, 2018). En muchos casos, se aplica una máscara forestal para reducir los errores de comisión de superficies no forestales (Sano *et al.*, 2019). Los usuarios pueden aplicar, potencialmente, diferentes máscaras forestales (con diferentes definiciones). La automatización también es necesaria, a menudo, para que los sistemas de AT garanticen actualizaciones periódicas y puntuales de los datos. Como mínimo, las actualizaciones manuales

de los sistemas de AT deberían tener suficientes recursos humanos y nivel de prioridad para lograr el funcionamiento continuo.

- ▶ **Requisitos de contabilización/notificación** – los sistemas de AT no enfrentan el mismo conjunto de reglas y requisitos que los sistemas MNV. En cambio, los sistemas de AT deben construirse de acuerdo con las necesidades de los grupos de interés pertinentes. Las reglas para contabilizar con precisión las estimaciones de superficies (datos de la actividad) no se aplican, ya que el objetivo es detectar rápidamente la perturbación del bosque en lugar de estimar con precisión su ámbito. Asimismo, la precisión del sistema debe ajustarse de acuerdo con las necesidades de los grupos de interés, en lugar de cualquier otro requisito (Reiche *et al.*, 2018). Los países no tienen la obligación de crear sus propios sistemas de monitoreo de AT y pueden usar los sistemas globales o privados existentes como herramienta, si lo desean.
- ▶ **Ciclo de actualización** – si bien, en general, los datos de MNV se generan de acuerdo con los ciclos de informes, es más probable que los sistemas de AT se proporcionen de manera continua, tan pronto como se generen nuevas alertas, para permitir respuestas rápidas a las perturbaciones forestales detectadas. Muchos sistemas de alerta se actualizan en ciclos diarios, semanales, quincenales o mensuales.
- ▶ **Detalle temático** – en general, los sistemas de AT se limitan a la pérdida de cobertura forestal, en lugar de las emisiones de carbono, ya que no está claro cómo la información sobre emisiones mejoraría las acciones de seguimiento. Por lo general, se requiere más información para evaluar si el evento de pérdida es antropogénico, ilícito y/o requiere más acciones. Los datos auxiliares (p.ej., las áreas protegidas y los límites de las concesiones) a menudo pueden ayudar con este paso. Algunos también utilizan imágenes satelitales de alta frecuencia y resolución para verificar las AT y proporcionar contexto adicional sobre sus factores causantes. Algunos sistemas comerciales brindan selección/priorización de AT a los usuarios en función de algunos criterios, y varios países han desarrollado sus propios métodos para priorizar las acciones de seguimiento.
- ▶ **Grupos de interés** – si bien las partes interesadas de los sistemas de MNV son a menudo organismos internacionales, los sistemas de AT se diseñan y entregan más típicamente a los grupos de interés dentro del país que tienen la capacidad de dar seguimiento a las AT, tales como las fuerzas del orden, administradores de áreas protegidas, propietarios privados de tierras y organizaciones de la sociedad civil sobre el terreno.
- ▶ **Flujo de información** – dado que el objetivo de los sistemas de AT es proporcionar información para la acción, los datos y la información creados por un sistema de AT deben fluir hacia los actores apropiados para su seguimiento. Los países que trabajan con sistemas de AT deben tener arreglos institucionales adecuados para permitir el intercambio de datos entre las agencias que crean el sistema y las que actúan en él. La disponibilidad pública de la información creada por los sistemas de AT también puede ser útil para fomentar el uso por parte de los propietarios de tierras, la sociedad civil y otros actores.
- ▶ **Respuesta** – para que sean efectivos, los sistemas de AT deben resultar en acciones de seguimiento cuando se detecta la deforestación ilegal. Las medidas exactas que se tomen varían según el contexto, pero pueden incluir la realización de una operación en el terreno, la presentación de una queja legal formal, la destrucción del equipo utilizado para deforestar la tierra o la imposición de multas al infractor.

En virtud de estas diferencias, un sistema de AT no puede reemplazar un sistema de MNV, y viceversa. A menudo, ambos son necesarios para satisfacer las necesidades de las partes interesadas pertinentes.

Varios países han creado o están utilizando sistemas de AT para descubrir la deforestación ilegal y tomar las medidas correspondientes. Por ejemplo, el Programa Nacional de Conservación de Bosques

para la Mitigación del Cambio Climático (Programa Bosques, PNCBMCC), del Ministerio de Medio Ambiente del Perú, comenzó a adoptar alertas de deforestación de los sistemas globales a partir de 2015 y, en 2018, comenzó a aplicar su propio sistema de AT (Vargas *et al.*, 2019). El caso del Perú demuestra varias de las propiedades del sistema de AT descritas anteriormente:

- ▶ **Objetivos** – el PNCBMCC ya contaba con un sistema de MNV en 2015 para la presentación de informes, pero también deseaba un sistema de AT para evaluar periódicamente la deforestación dentro de los sitios del proyecto de su programa de Transferencia Condicional Directa con las comunidades indígenas. Desde la creación del sistema, también ha aumentado la colaboración con el servicio de parques y los fiscales ambientales regionales, que están utilizando la información para identificar sistemáticamente la posible deforestación ilegal con el fin de aplicar soluciones jurídicas.
- ▶ **Sensores** – hasta la fecha, Perú utiliza el Landsat tanto para su sistema de MNV como para su sistema de AT. Sin embargo, el PNCBMCC también está experimentando con sensores de radar como ALOS-2 PALSAR-2 para su sistema de AT, porque la cobertura de nubes a menudo provoca retrasos en la detección de la deforestación en el Amazonas utilizando imágenes ópticas.
- ▶ **Métodos** – el sistema de AT utiliza un enfoque de desmezclado espectral directo que es similar al del monitoreo anual de pérdida de cobertura forestal de Perú (Vargas *et al.*, 2019). Sin embargo, el enfoque del sistema de AT es menos riguroso, por ejemplo, en la detección de nubosidad y en la eliminación de errores después del procesamiento.
- ▶ **Requisitos de contabilización/notificación** – el PNCBMCC inicialmente utilizaba sistemas de AT globales, GLAD y JJ-FAST, para monitoreo casi en tiempo real, ya que no había requisitos sobre la apropiación del país. Después, cuando demostró la utilidad de la AT y se tenía una idea clara de lo que quería mejorar, desarrolló un sistema propio más acorde con el contexto local, por ejemplo, detectando mejor los caminos forestales, reduciendo los falsos positivos en superficies inundadas y detectando mejor los parches de deforestación más pequeños.
- ▶ **Ciclo de actualización** – los datos de la actividad del Perú para la MNV se actualizan anualmente, con algunos pasos manuales de procesamiento posterior. Mientras tanto, las AT se actualizan semanalmente de forma semiautomática.
- ▶ **Detalle temático** – el sistema de AT solo captura la pérdida de bosque tropical húmedo. El PNCBMCC también proporciona niveles de datos adicionales en su plataforma web Geobosques, disponible públicamente, como imágenes de satélite recientes y límites de áreas protegidas y concesiones, para ayudar a los usuarios a priorizar las alertas. Además, también proporciona informes más detallados, con imágenes de antes y después, a agencias asociadas para áreas de interés particulares, como áreas protegidas.
- ▶ **Grupos de interés** – las alertas tenían un interés fundamental para el propio programa de Transferencias Condicionadas Directas del PNCBMCC, que recompensa a las comunidades indígenas por la conservación de los bosques en sus territorios. Las alertas también son utilizadas regularmente por el Servicio de Áreas Protegidas y la Fiscalía Ambiental del Perú, así como por organizaciones de la sociedad civil y comunidades, que acceden a las alertas a través de la plataforma Geobosques.
- ▶ **Flujo de información** – el PNCBMCC ha procurado que las alertas estén disponibles y accesibles al público a través de su plataforma Geobosques, que permite a los usuarios ver y descargar los datos, así como suscribirse para recibir notificaciones de nuevas alertas en su área de interés. El ministerio brinda capacitación regular sobre la plataforma, con un enfoque en el personal del Servicio de Áreas Protegidas y la Fiscalía Ambiental del Perú. El equipo también produce informes más detallados con imágenes de antes y después para áreas de interés

particulares, como áreas protegidas o claros particularmente grandes, que se envían a la autoridad pertinente.

- ▶ **Respuesta** – para su programa de Transferencias Directas Condicionales, se exhorta a las comunidades a presentar un informe de campo de cualquier alerta detectada en su área de conservación. Si se determina que la comunidad no ha cumplido con este acuerdo, la pueden eliminar del programa. El Servicio de Áreas Protegidas también utiliza alertas regularmente para ayudar a planificar los patrullajes e identificar áreas potenciales de actividad ilícita. Si encuentran pruebas de ilegalidad, pueden destruir equipos e involucrar a la Fiscalía ambiental. Muchas otras organizaciones de la sociedad civil del Perú utilizan estas alertas y las de los sistemas globales para priorizar los esfuerzos de patrullaje, proporcionar pruebas adicionales de ilegalidad en las denuncias legales y exponer la deforestación ilegal.

Más información sobre las AT en Perú, así como los éxitos y desafíos enfrentados en su uso, está disponible en Weisse *et al.*, 2019.

Para aquellos países que buscan explorar sistemas de AT, ya existen varios de estos sistemas pantropicales y están disponibles públicamente, que incluyen: **Alertas GLAD** de la Universidad de Maryland y Global Forest Watch (Hansen *et al.*, 2016), **Terra-i** del Centro Internacional de Agricultura Tropical (Reymondin *et al.*, 2012), y el radar **JJ-FAST** de la Agencia de Cooperación Internacional de Japón (JICA) y la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA). Asimismo, herramientas como SEPAL y Google Earth Engine incluyen funciones y módulos para crear sistemas de AT. Varios gobiernos nacionales en los trópicos operan sus propios sistemas de AT, como en Brasil (Diniz *et al.*, 2015), Perú (Vargas *et al.*, 2019), Colombia y Ecuador.

Referencias

- Hessl *et al.*, 2015; DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. In IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, vol. 8, no. 7, pp. 3619-3628, July 2015, doi: 10.1109/JSTARS.2015.2437075.
- Hansen, M.C., Krylov, A., Tyukavina, A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Zutta, B., Ifo, S., Margono, B., Stolle, F., Moore, R. (2016). Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. Environmental Research Letters, Volume 11, Number 3
- Reiche, J., Verbesselt, J., Hoekman, D., & Herold, M. (2018). Improving near-real time deforestation monitoring in tropical dry forests by combining dense Sentinel-1 time series with Landsat and ALOS-2 PALSAR-2. Remote Sensing of Environment, 204: 147–161.
- Siltanen *et al.* (2012). A methodology for near real-time monitoring of habitat change at continental scales using MODIS-NDVI and TRMM
- Sano E., Freitas D., Souza R., Matos F. and Ferreira G (2019). “Detecting new deforested areas in the Brazilian Amazon using ALOS-2 PALSAR-2 imagery”, Kyoto & Carbon Initiative Phase 4 Reports, p 269-277. JAXA EORC NDX-2019009.
- Vargas, C., Montalban, J. and Leon, A.A. (2019). Early warning tropical forest loss alerts in Peru using Landsat. Environmental Research Communications, Volume 1, Number 12
- Weisse, M., Nogueron, R., Vicencio, R.E.V. and Castillo Soto, D.A. (2019). Use of Near-Real-Time Deforestation Alerts. A Case Study from Peru. World Resources Institute.



Global Forest Observations Initiative Programme Office
Food and Agriculture Organization of the United Nations
Headquarters

Viale delle Terme di Caracalla
00153 Rome, Italy
Email: office@gfoi.org

www.gfoi.org