



Universidad de Concepción

Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía

Magister en Análisis Geográfico

**EVALUACIÓN DE LA DINÁMICA VEGETACIONAL EN LA PROVINCIA DE ARAUCO,
REGIÓN DEL BIOBÍO, MEDIANTE EL PROCESAMIENTO DE IMÁGENES *LANDSAT*
EN *GOOGLE EARTH ENGINE* (GEE), PERIODO 1985-2025.**

Tesis presentada a la Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía de la
Universidad de Concepción para optar al grado de Magister en Análisis Geográfico.

Alumno: Cristián Nelson Martínez Novoa

Profesor Guía: Dr. Francisco de la Barrera M.

CONCEPCIÓN, CHILE, 2025

AGRADECIMIENTOS:

A los profesores Francisco de la Barrera y Jorge Fález por su incondicional apoyo y guía en el desarrollo de este trabajo.

A los colegas Grace Gorman y Francisco Balocchi por sus oportunas y acertadas observaciones.

INDICE DE MATERIAS

RESUMEN

ABSTRACT

I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo General	4
2.2 Objetivos Específicos	4
III. MARCO TEÓRICO	5
3.1 Percepción Remota para la detección de cambios en las coberturas del suelo	5
3.2 Caracterización de los Sensores Remotos Satelitales.....	7
3.3 Índices de Vegetación	8
3.3.1 Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI)	9
3.3.2 Índice de Vegetación Mejorado (EVI).....	11
3.4 Series de Tiempo Satelitales	12
3.5 Plataforma <i>Google Earth Engine</i> (GEE)	14
3.5.1 Componentes Fundamentales.	14
3.5.2 Ventajas y limitaciones operativas de <i>Google Earth Engine</i>	16
3.6 Clasificación Supervisada.	18
3.7 Monitoreo de la Dinámica Vegetacional para la Planificación y Gestión del Territorio.....	20
IV. METODOLOGÍA	22
4.1 Área de Estudio.....	22
4.1.1 Características de la Vegetación.....	23

4.2 Flujo de Trabajo y Preprocesamiento de Imágenes en <i>Google Earth Engine</i> (GEE).....	24
4.2.1 Clasificación Supervisada de Coberturas del Suelo	27
4.3.1 Análisis vegetacional mediante NDVI (1985-2025).....	33
4.4.1 Análisis de Series Temporales de EVI (1985-2025).....	33
V. RESULTADOS	38
5.1 Análisis de la Clasificación de Coberturas de Suelo (1985-2025).....	38
5.1.1 Análisis periodo inicial (1985).....	38
5.1.2 Análisis Periodo Intermedio (2005).	41
5.1.3 Análisis Periodo Final (2025).	42
5.2 Tasas de cambio anual y netos de coberturas (1985–2025).....	45
5.2.1 Cambios netos de superficie.....	46
5.2.2 Tasas de cambio anual	47
5.3 Matriz de Confusión, Indicadores de desempeño y validación del Algoritmo	48
5.4 Análisis de la Dinámica Vegetacional (NDVI) (1985-2025)	50
5.5 Análisis Fenológico mediante Series Temporales de EVI (1985-2025)	51
5.5.1 Análisis Fenológico de Coberturas para el Bosque Nativo (BN).....	52
5.5.2 Análisis Fenológico de Coberturas para Humedales.	55
5.5.3 Análisis Fenológico de Coberturas para Praderas.....	59
5.5.4 Análisis Fenológico de Coberturas para el Matorral Nativo.	61
5.5.5 Análisis Fenológico para el Pino radiata.....	64
5.5.6 Análisis Fenológico de Coberturas para Eucalyptus.....	67
5.5.7 Análisis Fenológico de la Cosecha Forestal.....	69
VI. DISCUSIÓN	72
6.1 Relevancia de los resultados en la Planificación Territorial.	74
6.2 Implicancias para la Gestión Forestal y Territorial	75
6.3 Conservación, Conectividad y Servicios Ecosistémicos.....	76
6.4 Manejo de Recursos Hídricos, Edáficos y Riesgos de Incendios.	77
6.5 Alcances y limitaciones para la acción Territorial.....	79

VII. CONCLUSIÓN	81
VIII. REFERENCIAS.....	83
ANEXOS.	92

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura de datos para el análisis de series temporales	12
Figura 2. Interfaz del Editor de Código de Google Earth Engine (GEE)	16
Figura 3. Mapa de ubicación de la zona de estudio	23
Figura 4. Esquema Metodológico para el Análisis Multitemporal.....	26
Figura 5. Puntos de validación Clasificación Supervisada (1985-2025)	28
Figura 6. Distribución porcentual de coberturas de suelo, clasificación supervisada año 1985	39
Figura 7. Clasificación supervisada para los años 1985, 2005 y 2025	40
Figura 8. Distribución porcentual de coberturas de suelo, clasificación supervisada año 2005	41
Figura 9. Distribución porcentual de coberturas de suelo, clasificación supervisada año 2025	42
Figura 10. Comparación multitemporal de coberturas de suelo (1985-2025).	43
Figura 11. Evolución de la Precisión General e Índice de Kappa (1985-2025)	50
Figura 12. NDVI para los años 1985, 2005 Y 2025	50

Figura 13. Perfiles fenológicos comparativos del EVI, por tipo de coberturas (1986-2025).	51
Figura 14. Ubicación geográfica para la serie temporal del Bosque Nativo.....	53
Figura 15. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Bosque Nativo (1985-2025)....	55
Figura 16. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de Humedal.	57
Figura 17. Perfil temporal del EVI para cobertura de Humedales (1985-2025).	58
Figura 18. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de Pradera.....	59
Figura 19. Perfil temporal del EVI para coberturas de Praderas (1985-2025).	60
Figura 20. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de Matorral Nativo.	62
Figura 21. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Matorral Nativo (1985-2025)...	63
Figura 22. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de plantación de pino	65
Figura 23. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Pino (1985-2025).	66
Figura 24. Ubicación geográfica para la serie temporal de plantación de Eucalyptus. ..	67
Figura 25. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Eucalyptus (1985-2025).	68
Figura 26. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de cosecha forestal.	69
Figura 27. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Cosecha Forestal (1985-2025).	71

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Número de puntos de Muestreos por tipo de cobertura	29
Tabla 2. Superficie por tipo de Cobertura (ha). Periodo 1985-2025.....	45
Tabla 3. Cambios netos de superficie (ha), periodo 1985-2025.....	46
Tabla 4. Análisis de las tasas de cambio anual (%/año).....	47
Tabla 5. Indicadores para el análisis de la Dinámica Vegetacional (1985–2025).....	80

RESUMEN

La dinámica vegetacional en la provincia de Arauco está caracterizada por importantes transformaciones en el uso del suelo, impulsadas por la presencia de especies de rápido crecimiento, urbanización y desarrollo agropecuario, lo que ha modificado significativamente la estructura del paisaje. El objetivo de este trabajo fue evaluar y cuantificar estas transiciones mediante la plataforma *Google Earth Engine* (GEE), procesando series temporales de imágenes *Landsat* para el periodo 1985-2025. Esta aproximación permitió generar un diagnóstico cuantitativo de alta resolución temporal sobre la evolución del paisaje en los últimos 40 años, orientado a sustentar procesos de planificación sostenible.

La metodología consistió en la armonización espectral de sensores y la aplicación de algoritmos de enmascaramiento de nubes para garantizar la consistencia de los datos. Se calcularon los índices NDVI y EVI para caracterizar la vegetación, construyendo perfiles fenológicos por clase de cobertura. Finalmente, se ejecutó una clasificación supervisada que permitió mapear las transiciones entre usos de suelo.

Los resultados indican una reconfiguración estructural de la matriz forestal, destacando el incremento de las especies del género *Eucalyptus spp.*, que pasaron de una presencia marginal en 1985 a un 31,4% en el 2025, de forma concomitante con una reducción de las plantaciones de Pino al 14,1%. En contraste, el Bosque Nativo exhibió una notable resiliencia, manteniéndose en un 21% de la superficie provincial. No obstante, se detectó una vulnerabilidad crítica en los ecosistemas litorales, con una pérdida del 75% de la

superficie de dunas. El análisis de las series temporales de EVI permitió diferenciar la estabilidad funcional de los ecosistemas naturales frente al dinamismo de los ciclos de cosecha forestal, los cuales presentan oscilaciones espectrales importantes asociadas a manejos silvícolas.

Se concluye que la modificación del paisaje hacia modelos productivos plantea desafíos en la continuidad, permanencia y protección de los servicios ecosistémicos. Los hallazgos subrayan la eficacia de GEE para el monitoreo a gran escala y proporcionan una base técnica en el diseño de políticas de ordenamiento, orientadas hacia un modelo de gobernanza territorial integrada, que equilibre el desarrollo económico con la conservación vegetal y resguardo de los recursos hídricos.

Palabras Clave: *Google Earth Engine (GEE), Landsat, Cobertura de Uso de Suelo, Series Temporales, Clasificación Supervisada, Dinámica Vegetacional, Planificación Territorial.*

ABSTRACT

Vegetation dynamics in Arauco Province have been shaped by significant land-use changes over the past four decades, primarily driven by the expansion of commercial forestry, urban growth, and agricultural development. These processes have led to a structural reconfiguration of the landscape, raising concerns about ecosystem functionality and long-term sustainability. This study evaluates and quantifies these transformations using the *Google Earth Engine* (GEE) platform by processing Landsat time-series imagery for the 1985-2025 period. The methodology involved spectral harmonization, cloud masking, and the calculation of NDVI and EVI indices to characterize vegetation vigor and phenological patterns. Finally, a supervised classification was performed to assess transitions between land-cover classes.

Results indicate a profound shift in the forestry matrix, with *Eucalyptus spp.* increasing from a marginal presence in 1985 to 31.4% in 2025, occurring concomitantly with a reduction in *Pinus spp.* to 14.1%. While native forests showed notable resilience, maintaining approximately 21% of the provincial area, a critical vulnerability was detected in coastal ecosystems, specifically a 75% loss in dune surface area. EVI time-series analysis effectively differentiated the functional stability of natural ecosystems from the abrupt spectral oscillations of intensive forestry cycles. These findings highlight a trend toward landscape homogenization, posing risks to essential ecosystem services. This study provides a scientific baseline for land-use planning and the design of policies aimed at an integrated territorial governance model that balances economic productivity with the conservation of biodiversity and water resources. Furthermore, it demonstrates the robustness of GEE for large-scale, long-term environmental monitoring.

I. INTRODUCCIÓN

El cambio de uso de suelo constituye uno de los procesos más relevantes que afectan la dinámica de los ecosistemas, la biodiversidad y el desarrollo territorial. En Chile, la Provincia de Arauco, ubicada en la región del Biobío ha experimentado transformaciones significativas en las últimas décadas, impulsadas por los cambios vegetacionales, la urbanización, el desarrollo agrícola y ganadero que generan presión sobre los ecosistemas nativos. Comprender estas dinámicas es fundamental para una planificación sostenible y permanente a través del tiempo (Duarte, 2006; Alaniz, 2014).

Este territorio constituye un área de alto valor ecológico, marcada por profundas transformaciones en la configuración de su cobertura de suelo durante las últimas cuatro décadas. El paisaje ha sido modelado por la coexistencia de dos grupos: las plantaciones forestales y los remanentes de Bosque Nativo costero y de la cordillera de Nahuelbuta, esta última considerada un *hotspot* de biodiversidad (Otavo, 2018).

En términos de análisis del territorio, existe un cambio importante en los métodos tradicionales de procesamiento de imágenes. El paradigma emergente se basa en el acceso a la información geoespacial masiva mediante plataformas de *Cloud Computing*. Esta capacidad permite transformar grandes volúmenes de datos satelitales en información operativa para la toma de decisiones, permitiendo un ordenamiento que este sustentado en una alta fidelidad temporal y espacial, reduciendo los tiempos de respuesta ante procesos de degradación ambiental (Tassi & Vizzari, 2020).

La captura y análisis de la información proveniente de sensores remotos, fotogrametría, escaneo láser y otras metodologías geomáticas requieren herramientas especializadas que agilicen su tratamiento. Actualmente, parte de esta información está disponible de manera

gratuita a través de programas como *Copernicus* (ESA, Unión Europea) y agencias gubernamentales de Estados Unidos (NASA, USGS, NOAA), lo que posibilita un análisis a escala global mediante tecnologías de alto rendimiento. La prospección de la superficie terrestre mediante plataformas satelitales se fundamenta en la captación de la reflectancia espectral de las coberturas, almacenada en matrices digitales que permiten la caracterización biofísica del territorio a través de sensores remotos (Crespi *et al.*, 2021).

Diversos estudios han documentado el cambio de uso del suelo en el centro-sur de Chile, destacando el reemplazo progresivo de ecosistemas naturales por plantaciones forestales, especialmente a partir de la segunda mitad del siglo XX. En este contexto, los trabajos desarrollados por Uribe *et al.* (2020) y Jaque *et al.* (2022), junto con productos de cobertura y uso del suelo de alcance nacional como MapBiomass Chile (2024), constituyen un aporte fundamental para la comprensión espacial de las transformaciones del uso y cobertura del suelo en la región. Sin embargo, estos enfoques han puesto su énfasis principalmente en la caracterización de categorías de uso a partir de cortes temporales específicos. Este tipo de aproximación, basada en clasificaciones por año o período, resulta adecuada para identificar estados y transiciones del uso del suelo, pero no aborda en profundidad los procesos temporales continuos que influyen en el funcionamiento dinámico de la vegetación en el paisaje. En particular, queda fuera de su foco el análisis del comportamiento de la vegetación a lo largo del tiempo mediante patrones fenológicos asociados al manejo forestal, los ciclos de cosecha y regeneración, así como la respuesta de los ecosistemas naturales frente a la variabilidad climática, la presión antrópica y los mecanismos de resiliencia ecosistémica.

En este contexto, el estudio se relaciona con la incorporación de un análisis de seguimiento continuo a largo plazo (1985–2025), que integran métricas espectrales y fenológicas para caracterizar las trayectorias de cambio funcional del paisaje. Particularmente en la provincia de Arauco, este enfoque permite avanzar desde la identificación de coberturas hacia la comprensión de su comportamiento temporal, considerando la influencia de factores productivos, climáticos y zonales.

II. OBJETIVOS

2.1 Objetivo General

Analizar la dinámica vegetacional en la Provincia de Arauco, región del Biobío, para el periodo 1985–2025, mediante el procesamiento y evaluación de imágenes satelitales *Landsat*, en *Google Earth Engine* (GEE).

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar la evolución de las coberturas de suelo para los años 1985, 2005 y 2025, mediante la implementación de una clasificación supervisada multitemporal.
- Evaluar la distribución espacial y las tendencias de la vegetación, a través del cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI).
- Caracterizar los patrones fenológicos mediante el análisis de series de tiempo satelitales, utilizando el Índice de Vegetación Mejorado (EVI).
- Relacionar patrones de cambios detectados, para establecer lineamientos técnicos que contribuyan a la toma de decisión en la Planificación Territorial.

III. MARCO TEÓRICO

3.1 Percepción Remota para la detección de cambios en las coberturas del suelo

La Percepción Remota o Teledetección Ambiental, es la ciencia y el arte de obtener información acerca de un objeto, área, o fenómeno a través del análisis de datos adquiridos por un dispositivo que no está en contacto con él (Lillesand *et al.*, 2004). Esta es una herramienta fundamental en diversas disciplinas científicas debido a su capacidad para adquirir información de la superficie terrestre sin relación física directa (Kemp, 2008 citado por Hernandez, 2015).

La detección de cambios de la cobertura del suelo es un proceso que identifica diferencias en un objeto o fenómeno observado en diferentes tiempos. Uno de los aportes más destacados de la teledetección espacial, aplicada al estudio del ambiente, es su capacidad de seguir procesos dinámicos, ya que las imágenes que se captan a través de un sensor permiten observar la Tierra desde una órbita estable y repetitiva (Chuvieco, 1998).

Las imágenes satelitales son una fuente primaria de información, ya que facilitan la realización de un análisis evolutivo de componentes ambientales como: el análisis de cobertura de suelo (Ponce, 2010; Sanabria *et al.*, 2010; Bedoya, 2015), componentes del agua, evaluación de impactos ambientales y predicción meteorológica (Aponete, 2018),

Dentro de las ventajas del uso de imágenes satelitales destacan la facilidad y rapidez para acceder a datos espaciales de lugares inaccesibles y extensos, haciendo de la percepción remota una herramienta útil para la identificación de elementos de la superficie terrestre (Ozesmi y Bauer, 2002; Galaz. 2022).

Existen algunas limitantes en su implementación como: dependencia de las condiciones climatológicas, como la nubosidad que pueden impedir la correcta adquisición de datos. La

información superficial capturada se limita a la superficie y su entorno, no permitiendo evaluar las características internas de los cuerpos en estudio. Finalmente, la operación y el procesamiento de los datos generados por los programas de percepción remota requieren de personal especializado, lo que implica una necesidad de formación técnica específica (Hernández, 2015).

Actualmente existe una enorme cantidad de información satelital obtenida a escala global, recopilada por diferentes agencias, programas y sensores, sus datos son de diferente naturaleza como, por ejemplo, observaciones atmosféricas, elevación física del territorio, así como respuestas de la cubierta de la Tierra en varias porciones del espectro electromagnético, registradas con varias resoluciones espaciales y temporales. La información recolectada por varios años, o incluso décadas, conforman un vasto repositorio. Hoy, los datos almacenados por diferentes sensores, como *Landsat*, *MODIS* o *Sentinel*, se distribuyen de forma gratuita. (Yang *et al*, 2016).

Por estos motivos los estudios basados en percepción remota se han visto limitados no por la falta de información, sino, al contrario, por la ausencia de capacidad para analizar todos los datos disponibles. Esto ha dado como resultado investigaciones a escalas locales o regionales o de baja resolución espacial o temporal (Ma *et al.*, 2015). En ocasiones, los análisis para el monitoreo de los cambios de cubierta del suelo pueden demorar mucho, de modo que los resultados no son útiles para el apoyo a acciones de fiscalización y de respuesta rápida (Gorelick *et al.*, 2017).

3.2 Caracterización de los Sensores Remotos Satelitales.

Los sensores remotos son sistemas o instrumentos empleados en la recolección de información de manera rápida y viable, ya sea de un objeto, área o fenómeno a grandes distancias. La información obtenida es procesada e interpretada a través de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) para comprender de mejor manera lo extraído. Los sensores remotos registran la energía electromagnética que es emitida o reflejada por la superficie de un objeto o área en las distintas bandas del espectro electromagnético (Veneros *et al.*, 2020).

El uso de estos sensores para el mapeo de bosques a escala regional ha probado ser una herramienta valiosa, al permitir analizar diversos procesos ecológicos a diferentes escalas espaciales permitiendo caracterizar e integrar la historia de uso local al análisis (Verbesselt *et al.*, 2010).

3.2.1 Sensores Landsat

Por más de tres décadas los satélites *Landsat* han capturado información que ha permitido realizar estudios y evaluación en los cambios de uso del suelo. Fue el primer programa de satélites de percepción remota para observación de los recursos terrestres. Desde el lanzamiento del primer satélite en 1972 con el sensor *Multispectral Scanner (MSS)* los desafíos por contar con un mejor producto no han cesado. Así, desde 1984 se cuenta con el sensor *Thematic Mapper (TM)* y a partir de 1999 con *Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)*. Son estos últimos los que se mantienen operativos. Entre ellos presentan algunas diferencias como la incorporación de una banda pancromática, con una resolución de 15 m en el sensor ETM+, pero al considerar que el área que cubre una sola imagen (escena) se

mantiene en los 185 km x 185 km, con un período de revisión de 16 días, hace que sea una buena alternativa para realizar estudios temporales (ESRI, 2009).

3.3 Índices de Vegetación

Los índices de vegetación son medidas adimensionales derivadas de datos radiométricos que se utilizan para indicar la cantidad y características de la vegetación presente en una imagen. Gran parte de los índices de vegetación se sustentan en el fuerte aumento de la reflectancia que se presenta en la vegetación, en rangos específicos del espectro, especialmente la cual se origina alrededor de 700 nm (borde rojo), este es un cambio característico de la vegetación verde y no ocurre en la mayoría de las superficies naturales que muestran cambios relativamente lentos de reflectancia con longitud de onda por encima de esta región. Con el paso de los años numerosos índices de vegetación se han desarrollado para explorar este fenómeno (Hernandez, 2015).

La respuesta espectral de la vegetación y el suelo en los rangos del rojo e infrarrojo cercano es utilizada para obtener los principales índices de la vegetación. El índice NDVI es una medida cuantitativa generada por una combinación algebraica de las bandas espectrales específicas que definen una relación con el estado de la vegetación en un píxel. Este valor constituye una expresión del estado de la planta, el cual no debe interpretarse como cantidad de biomasa, sino más bien como una medida del contenido de humedad de la vegetación, es decir de su verdor y que sirve como un indicador de las cualidades ambientales que influyen en la vitalidad del ecosistema (Vergara, 2020).

El Índice de Vegetación Mejorado (EVI) y el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) son dos de los principales índices de vegetación, de base global destinados a proporcionar información consistente con respecto a la vegetación. Sin embargo, Existen

numerosos factores ambientales, como las condiciones atmosféricas, el fondo del suelo y la topografía, que pueden producir errores en su interpretación. Por ejemplo, para mitigar el efecto topográfico en áreas accidentadas, se utiliza un modelo no lambertiano, que consiste en la descripción del comportamiento de la luz reflejada desde una superficie rugosa. Aunque este no siempre captura el comportamiento de las superficies difusas.

El Índice de Vegetación Mejorado (EVI) es similar al Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y puede utilizarse para cuantificar el verdor de la vegetación. Sin embargo, el principal aporte de EVI respecto al NDVI es que corrige algunas condiciones atmosféricas y el ruido de fondo del dosel, y es más sensible en zonas con vegetación densa (USGS, 2025).

3.3.1 Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI)

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), es probablemente el índice más empleado para evaluar el estado de la vegetación, con sus orígenes en los trabajos de Kriegler *et al.* (1969) y Rouse *et al.* (1974). Los primeros estudios que relacionaron la reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR) y el rojo (R) con las características biofísicas de la vegetación. Se desarrollaron en 1974 con el satélite *LANDSAT 1*, y su sensor *Multi Spectral Scanner MSS* (Vergara, 2020).

La expresión matemática del NDVI, formalizada en 1979, es:

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{NIR} - \text{Red})}{(\text{NIR} + \text{Red})}$$

donde *NIR* es la reflectancia en el espectro del infrarrojo cercano, correspondiente con las bandas X en TM, Y en OLI y *Red* es la reflectancia en el espectro del rojo, correspondiente con las bandas X en TM, Y en OLI.

Los rangos de valores del NDVI oscilan entre -1 a 1. Los valores inferiores a 0,1 - 0,2 corresponden a superficies no vegetales ($NIR < Red$), mientras que valores superiores a 0,4 - 0,5 representan coberturas vigorosas. De este modo, el NDVI se incrementa en la medida que exista un aumento de la absorción de la radiación solar en la vegetación. Por tanto, el NDVI puede dar seguimiento al desarrollo estacional de la vegetación y a su respuesta frente a condiciones ambientales, como las limitantes en la disponibilidad hídrica en el suelo o lluvias que induzcan el desarrollo vegetativo (Vergara, 2020). Los valores negativos y cercanos a cero corresponden a zonas urbanas y áreas desprovistas de vegetación, (Chuvieco *et al.*, 1999).

El uso de NDVI permite determinar tipos de coberturas y cambios en la densidad de la vegetación dentro de un período establecido (Hartoyo *et al.*, 2022). Además, se considera un buen indicador para la detección y densidad de vegetación en comparación con otros índices de reflectancia (Kumar *et al.*, 2018).

Hernandez (2015) determinó algunas ventajas como, la gran sencillez de cálculo y de fácil interpretación de los parámetros biofísicos de la vegetación. En cuanto al análisis de series temporales, permite monitorear diferentes aspectos del funcionamiento de los ecosistemas, evaluando caídas o repuntes en su productividad. Permite identificar la presencia de vegetación en la superficie y caracterizar su distribución espacial, así como la evolución de su estado a lo largo del tiempo.

Respecto de las limitaciones del NDVI, se observa un efecto de saturación en la estimación de la cubierta vegetal cuando el Índice de área foliar (IAF) alcanza valores elevados (Gill *et al.*, 2009). Por otro lado, el índice muestra una baja sensibilidad en áreas con escasa

cobertura vegetal debido a la interferencia de la reflectancia del suelo. Estos factores pueden inducir a la sobre o subestimación de la vegetación, generando sesgos en los resultados para determinadas zonas (Zhongming *et al.*, 2009).

3.3.2 Índice de Vegetación Mejorado (EVI)

Enhanced Vegetation Index (EVI), fue desarrollado para optimizar la señal de la vegetación mejorando su sensibilidad en regiones de alta vegetación, donde el NDVI tiende a saturarse. El EVI corrige algunas condiciones atmosféricas y el ruido de fondo del dosel, siendo menos sensible a los efectos del suelo y de la atmósfera que el NDVI. (Waring *et al.* 2006, Jiang *et al.* 2008).

Su fórmula incorpora el concepto del Índice de Vegetación Resistente a la Atmósfera (ARVI) y minimiza las influencias del brillo del suelo, similar al Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI). que se utiliza en regiones áridas donde la cubierta de la vegetación es escasa (Solano *et al.* 2010).

Su formulación es la siguiente:

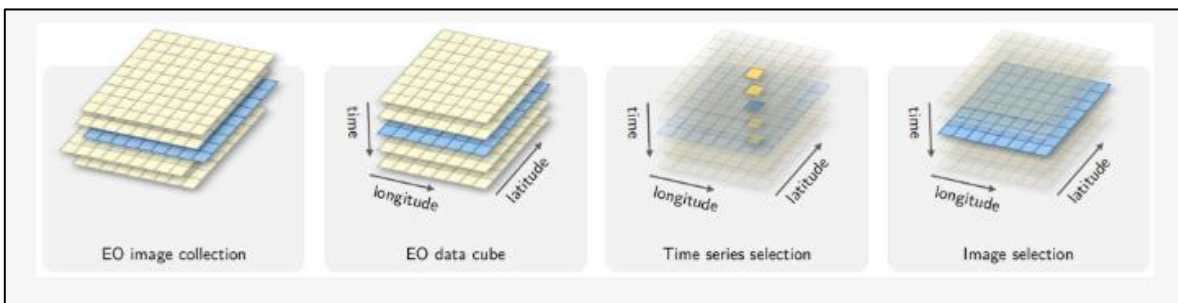
$$EVI = G \frac{NIR - R}{NIR + C_1R - C_2B + L}$$

Donde *NIR*, *R* y *B* son las bandas de reflectividad infrarrojo cercano, roja y azul respectivamente; *L* = 1 es un factor de ajuste del suelo; *C*1 = 6 y *C*2 = 7,5 son coeficientes de corrección atmosférica, y *G* = 2,5 es un factor de ganancia (Matsushita *et al.* 2007, Jiang *et al.* 2008).

3.4 Series de Tiempo Satelitales

Una serie de tiempo satelital está definida como una secuencia de imágenes, o puntos de datos de una misma ubicación, tomadas en intervalos regulares durante un periodo de tiempo determinado. En este caso, el tiempo es un factor crítico que añade profundidad a los datos satelitales, ya que no solo revela el resultado final, sino que también los cambios durante el lapso de las mediciones (Kogut, 2023). Con la aparición de servicios de computación en la nube capaces de almacenar y procesar grandes conjuntos de datos, permite a los investigadores desarrollar métodos innovadores para extraer información. Una de las tendencias relevantes es trabajar con series temporales de imágenes satelitales, que son medidas calibradas y comparables de la misma ubicación en la Tierra en diferentes momentos. Estas medidas pueden provenir de un solo sensor o combinando con varios sensores (Landsat y Sentinel-2). Como se ilustra en la Figura 1, este proceso implica organizar una colección de imágenes (*Image Collection*) en un cubo de datos (*Data Cube*), del cual se puede extraer la serie temporal para un píxel o área específica. Al asociarse con revisiones frecuentes, la serie de tiempo puede capturar cambios significativos del uso de la tierra. (Simoes *et al.*, 2021).

Figura 1. Estructura de datos para el análisis de series temporales



Fuente: Simoes *et al.* (2021)

Estas observaciones forman un conjunto de variables cuantitativas en el tiempo pudiendo tener o no, distintos comportamientos cronológicos. Estas series las podemos encontrar

como estacionarias y no estacionarias. Estacionarias, son aquellas cuya media y varianza se mantienen en el tiempo, es decir, son constantes, por lo que facilita más su modelamiento. Las no estacionarias, son aquellas cuya media y varianza cambian en el tiempo, es decir no son constantes (Wei, 2006).

Las series temporales poseen cuatro componentes fundamentales:

Tendencia (*T – trend*): Corresponde al comportamiento de la media y la varianza a lo largo del tiempo.

Ciclos (*C – cycle*): Indica oscilaciones respecto a la tendencia en largas o medias escalas temporales.

Estacionalidad (*S – seasonality*): Comportamientos determinados en periodos fijos, que corresponden a cambios regulares dentro de unidades de tiempo (ej. respuesta anual de la vegetación).

Aleatorio (*R–random*): Determinan un comportamiento sin un patrón definido e impredecible. (Hyndman, Athanasopoulos, 2021; Chatfield, 2024).

En el análisis de series de tiempo, se requiere un gran número de observaciones satelitales que garanticen la validez y precisión. Trabajar con grandes conjuntos de datos permite eliminar los efectos aleatorios y corregir las oscilaciones estacionales, proporcionando información crucial para la toma de decisiones (Kogut, 2023).

Las series temporales satelitales permiten observar la evolución espectral de un mismo píxel a lo largo del tiempo, facilitando el análisis de los índices de vegetación como el NDVI, (Zhu, Woodcock, 2014).

3.5 Plataforma *Google Earth Engine* (GEE)

Google Earth Engine (GEE), es una herramienta que forma parte de una nueva generación de plataformas de procesamiento de información geográfica en la nube, dando acceso a un gran catálogo de imágenes satelitales, con capacidad de realizar análisis globales de manera eficiente y rápida (Long, *et al.*, 2019). Desarrollado por Google en 2010, esta herramienta ha experimentado un incremento exponencial en el uso científico desde la publicación de los primeros artículos que lo mencionaban en 2011. La plataforma se ha consolidado como una solución innovadora para el manejo de información masiva o *Big Data*, permitiendo afrontar problemas globales y entregar resultados fiables para actuar ágilmente en temas como la deforestación, gestión del agua, monitoreo climático y protección ambiental (Kumar, Mutanga, 2019; Gorelick *et al.*, 2017).

3.5.1 Componentes Fundamentales.

La arquitectura de GEE se compone de cuatro elementos principales: El primero es la infraestructura de procesamiento de Google, poniendo a disposición del usuario miles de CPUs para realizar análisis en paralelo, esto agiliza la velocidad de procesamiento. Este proceso no consume memoria local, aunque requiere una conexión a internet estable y espacio disponible en *Google Drive* para la descarga de los resultados. (Moore, 2017; Google Developers, 2018).

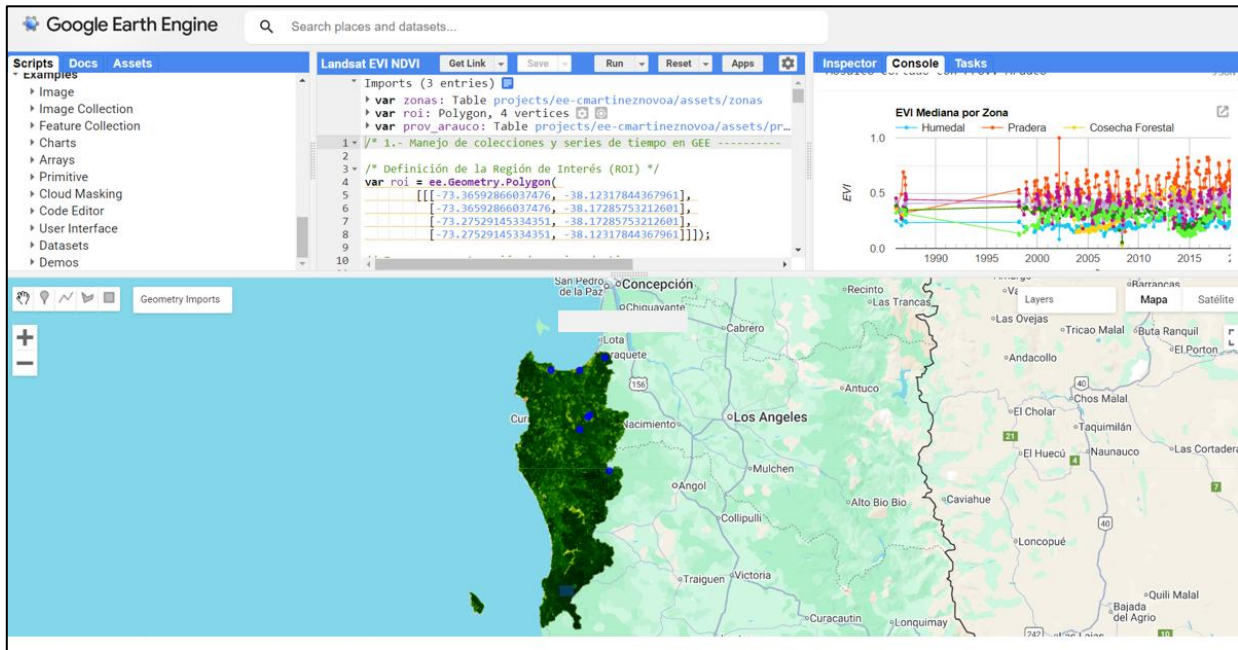
El segundo elemento, en cuanto a los datos o *datasets*. *Google* almacena todas las imágenes de varios sensores, como *Landsat*, *Sentinel*, *MODIS*, entre otros. Estas bases se actualizan a medida que se toman nuevas imágenes, cerca de 6 mil nuevas escenas diarias, creando así un enorme catálogo de datos geoespaciales. Además, pueden ser consultadas

a través de diferentes criterios (calidad, localización, fechas) sin necesidad de descargar ni solicitar acceso individual a las escenas (Gorelick *et al.* 2017).

El tercer elemento es la API, *Application Program Interface*, la cual consiste en una serie de comandos y funciones preestablecidas, escritos en lenguaje JAVA, esto permite una programación sencilla al integrar diferentes algoritmos. Sin embargo, dichas funciones no pueden modificarse ni tampoco se puede acceder a su código, lo cual impide al usuario realizar modificaciones para lograr análisis alternativos a los preestablecidos. De esta manera, se limita la flexibilidad de programación del usuario, siendo algo restrictivo ya que solo se permite usar las funciones del API. Cabe mencionar que existe también un API para el lenguaje *Python*, pero debe ser descargado. Esto limita el procesamiento ya que consume memoria de la computadora del usuario. Además, puede incurrir en cobros de uso y dispone de menor cantidad de guías de apoyo.

Finalmente, el cuarto elemento es el *Code Editor*, es el entorno de desarrollo integrado en línea, donde se aglutinan todos los elementos. Como se observa en la figura 3, esta interfaz permite al usuario escribir códigos de trabajo o *scripts*, llamar los datos del catálogo y visualizarlos de manera virtual en los servidores de Google, teniendo así sus resultados e información en la nube (Google Developers, 2018).

Figura 2. Interfaz del Editor de Código de *Google Earth Engine* (GEE)



Fuente: Elaboración Propia.

3.5.2 Ventajas y limitaciones operativas de *Google Earth Engine*.

A pesar de sus ventajas, GEE presenta ciertas limitaciones. La plataforma es gratuita para investigación y educación, pero requiere licencias para fines lucrativos. Funcionalmente, GEE opera exclusivamente en proyección geográfica (EPSG:4326), por lo que no es recomendado para cálculos de área precisas y sin reproyección. Además, aunque la API es extensa, es restrictiva y no permite modificar funciones base ni implementar algoritmos de *deep learning* de forma nativa. (Google Developers, 2018). Sin embargo, GEE es la primera herramienta que ha logrado articular eficazmente los acervos de datos, una infraestructura computacional masiva, el libre acceso y una interfaz de uso relativamente sencillo. Esto ha permitido superar la disyuntiva histórica entre el acceso a datos detallados para pequeñas áreas, versus grandes extensiones con una escala de poco detalle. Ahora es posible generar datos a escala global con una alta resolución, 30 m en el caso de los sensores del

programa Landsat. No obstante, la calidad de la información obtenida varía sin duda mucho dependiendo de la región (Yang *et al.*, 2016).

Los esfuerzos iniciales de desarrollo en GEE se centraron en el monitoreo y la medición de los bosques a nivel mundial (Moore, 2017). Actualmente, los tópicos principales en los que se ha implementado GEE son:

- Mapeo y monitoreo de la vegetación y de la cobertura del suelo
- Aplicación en la agricultura
- Gestión del riesgo y ciencias de la tierra.

En cuanto al monitoreo de vegetación, en la mayoría de los casos se utilizan imágenes *Landsat* (*Operational Land Imager* -OLI o *Thematic Mapper* -TM), *Terra/Aqua-MODIS* y *Sentinel 2*, al poder clasificarse usando la interfaz de programación de aplicaciones (API) y empleando algoritmos como *Random Forest*, que es un clasificador aleatorio, en agrupaciones de imágenes Landsat o *Sentinel 2*.

También ha mostrado efectividad en el mapeo de paisajes fragmentados. Haciendo uso de la aplicación *Climate Engine* en la base de datos de GEE, se pueden obtener los índices de vegetación, como Índice de vegetación de diferencia normalizada, NDVI, Índice diferencial de agua normalizado, NDWI, Índice de vegetación ajustado al suelo, SAVI, Índice de vegetación verde de diferencia normalizada, GNDVI, entre otros usando imágenes satelitales Landsat en la parte inferior de la atmosfera BOA (*Bottom of Atmosphere*) o *Sentinel 2*. Esta funcionalidad de obtener índices de vegetación permite analizar la evolución temporal de la cobertura vegetal y los diferentes usos de suelo, al comparar series temporales de NDVI (Alvarado, *et al.*, 2019).

3.6 Clasificación Supervisada.

El proceso de clasificación de imágenes obtenidas mediante sensores remotos permite categorizar cada uno de los píxeles de una imagen en diversas clases temáticas, con el objetivo de generar zonas o mapas temáticos de evaluación. Los algoritmos de clasificación realizan este proceso mediante aprendizaje autónomo, agrupando conjuntos de objetos en clases a través del uso de técnicas de inteligencia artificial o estadísticas. (Arango *et al.*, 2005; Cabrera *et al.*, 2011).

La clasificación supervisada se define como el proceso de asignar un valor de clase a un conjunto de celdas un ráster, basándose en valores de celdas similares que han sido identificadas *a priori* como representativas de una clase o grupo. Este mecanismo se denomina supervisado, porque requiere que una persona, supervisor, interprete manualmente la imagen y defina grupos de celdas llamados conjuntos de entrenamiento, lo cual exige un conocimiento previo del área de estudio.

El proceso de clasificación involucra dos fases generales, la definición de las clases y la adjudicación de cada píxel a dichas clases. En función de cómo se obtienen las estadísticas de las clases, los métodos se dividen en dos tipos: supervisados y no supervisados (Martínez, L. 2020).

El método de clasificación supervisada involucra tres etapas:

Etapas 1: Entrenamiento.

En la etapa de entrenamiento, el analista selecciona áreas representativas de identidad conocida, mediante polígonos o puntos, sobre la zona de interés. Este proceso genera una descripción numérica de los atributos espectrales, firma espectral, de cada categoría de cobertura; datos que constituyen la base del entrenamiento del algoritmo. Esta información de entrenamiento puede obtenerse mediante estudios de campo, aunque esto suele tener

un alto costo. Por ello, lo más habitual es definirlos mediante la interpretación experta de imágenes que comparten valores de reflectancia espectral similares (Turner, 2003)

Etapa 2: Clasificación.

Una vez generados los datos de entrenamiento, estos son utilizados por algoritmos o modelos estadísticos. El algoritmo seleccionado adjudica cada uno de los píxeles de identidad desconocida del resto de la imagen a alguna de las clases de entrenamiento, basándose en su mayor grado de semejanza espectral con dichos datos (Sarría, 2006).

Etapa 3: Post-Clasificación.

Las operaciones de post-clasificación involucran el análisis de precisión y verificación de resultados. El objetivo de esta fase es estimar la exactitud de la clasificación, definiendo el grado de concordancia entre las clases asignadas por el clasificador y un conjunto de datos definidos como verdaderos o de referencia.

El método más apropiado y estandarizado para esta evaluación es la matriz de confusión. Esta herramienta compara los resultados de la clasificación, la predicción, con los datos de validación, la realidad, reflejando de manera cuantitativa el desempeño del algoritmo empleado (Martínez, L. 2020).

3.7 Monitoreo de la Dinámica Vegetacional para la Planificación y Gestión del Territorio.

El análisis de la dinámica vegetacional mediante la percepción remota, trasciende de una mera observación técnica de los cambios de la superficie terrestre a ser una herramienta estratégica en la toma de decisiones. En un contexto de cambio global y presión antrópica sobre los recursos, comprender *cómo, dónde y a qué velocidad* cambia el paisaje es el primer paso para transitar desde una gestión reactiva hacia una planificación regional proactiva y sostenible (Chuvienco, 2008; Pettorelli *et al.*, 2014).

La vegetación actúa como un indicador de la salud del territorio. El monitoreo de índices de NDVI-EVI, permiten detectar anomalías tempranas asociadas a pérdida de humedad del suelo. Esta información es relevante para decidir dónde focalizar recursos, como las labores de prevención de incendios forestales, gestión sobre la carga de combustibles y la continuidad de la vegetación, así como para proteger cuencas abastecedoras de agua cuando muestran signos de estrés (Lara *et al.*, 2009). Estos índices, propuestos por Rouse *et al.* (1974) y mejorados posteriormente, se han consolidado como herramientas esenciales para evaluar el estado vegetativo y la dinámica de la cobertura.

Las herramientas de teledetección, como *Google Earth Engine* (GEE) y el análisis de series temporales, permiten evaluar y complementar la información geoespacial convencional de manera eficiente y sistemática. A través de la identificación de tendencias de cambio, como la sustitución de Bosque Nativo o la urbanización de suelos agrícolas, estas pruebas permiten a organismos públicos y privados poder definir zonificaciones, áreas de restricción o zonas prioritarias y políticas ambientales. Por ejemplo, determinar una restauración ecológica antes de que la degradación sea irreversible (Miranda, 2017). En territorios extensos, el análisis satelital provee una vigilancia continua y permanente. Este enfoque permite detectar intervenciones no autorizadas sobre la vegetación, monitorear el

cumplimiento de planes de manejo forestal y evaluar la efectividad real de las áreas protegidas, garantizando que las políticas ambientales sean operativas y oportunas (Nahuelhual *et al.*, 2012; Hansen *et al.*, 2016).

Históricamente, el monitoreo de la vegetación ha evolucionado desde observaciones puntuales hacia sistemas integrados basados en sensores remotos y SIG. Estudios recientes destacan la importancia de combinar datos ópticos y radar para mejorar la calidad de las evaluaciones de cobertura y uso del suelo (Zúñiga-Vásquez., 2020). Además, el desarrollo de plataformas en la nube y algoritmos de aprendizaje automático permite proyectar escenarios futuros de cambio de uso de suelo y vegetación, fortaleciendo la identidad zonal (Ibarra Cuellar, 2024).

En síntesis, el monitoreo de la vegetación no solo describe el estado actual del territorio, sino que constituye la base para anticipar riesgos, diseñar políticas públicas y garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas. Su integración es, por tanto, una condición indispensable para enfrentar los desafíos del cambio global y la presión antrópica.

IV. METODOLOGÍA

4.1 Área de Estudio

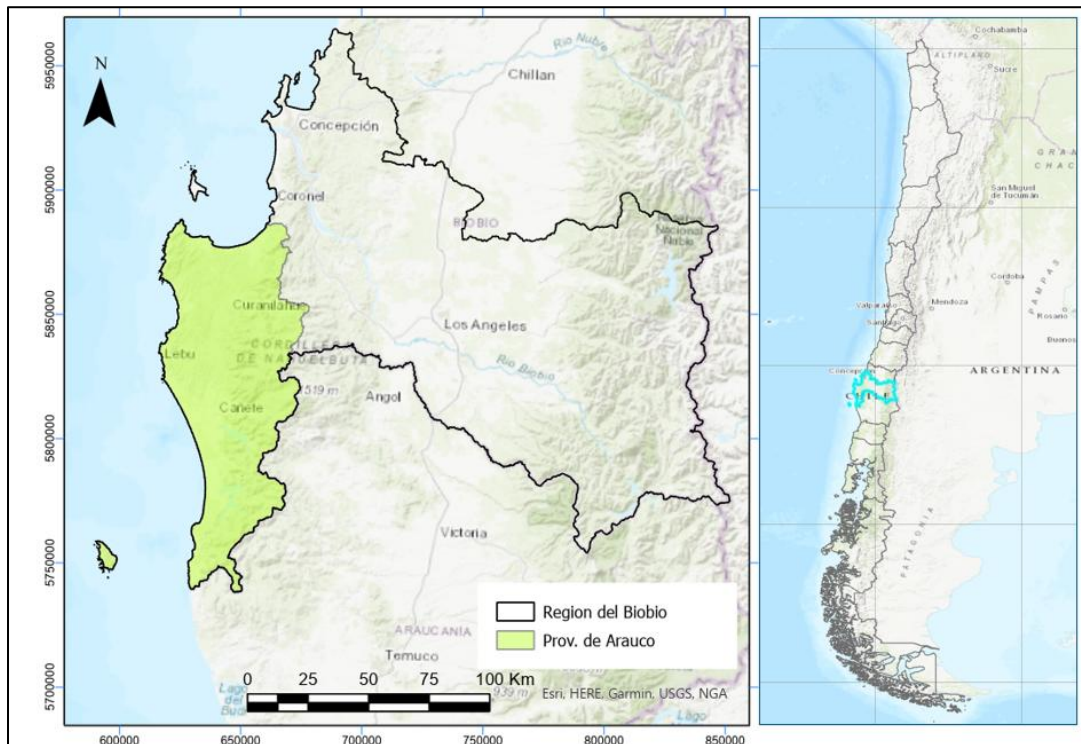
La Provincia de Arauco se ubica en el sector suroeste de la Región del Biobío, entre los 36° y 38°30' de latitud sur y los 73° y 74° de longitud oeste. Posee una superficie de 5.457,2 km², equivalente al 14,7% de la superficie regional, y está conformada por siete comunas: Arauco, Lebu, Curanilahue, Los Álamos, Cañete, Contulmo y Tirúa. Su localización geográfica favorece el contacto con el océano Pacífico, excepto en las comunas de Curanilahue y Contulmo, que presentan una posición netamente continental (INE, 2020).

En cuanto a la orografía, destacan la Cordillera de Nahuelbuta y las Planicies Litorales. Estas últimas alcanzan un desarrollo costero significativo, con sectores que llegan a 40 km de ancho, y hacia el oeste forman pequeñas colinas y depresiones que descienden hacia el mar. La Cordillera de Nahuelbuta, se extiende entre los ríos Biobío e Imperial, constituyendo una frontera natural entre la Región del Biobío y la Región de La Araucanía. Sus elevaciones superan los 900 msnm, desviando el curso de ríos provenientes de los Andes, como el río Malleco. El núcleo de esta cordillera está compuesto por suelos graníticos originados en el período Carbonífero, actuando como una barrera climática que influye en la distribución de precipitaciones, temperatura y, por ende, en la flora y fauna.

El clima es templado lluvioso con influencia oceánica, registrándose las máximas precipitaciones de la región en esta provincia, debido al efecto orográfico de la cordillera. Las lluvias alcanzan 1.900 mm en Contulmo y más de 3.000 mm en las cumbres altas, donde se presentan nevadas entre mayo y septiembre. Solo los meses de diciembre a marzo son secos, con totales inferiores a 40 mm mensuales (INE, 2020).

La Figura 3 muestra la ubicación del área de estudio dentro de la Región del Biobío y su contexto nacional. En ella se aprecia la delimitación de la provincia y su relación con el relieve costero y continental, lo que resulta fundamental para comprender la dinámica ambiental y el uso del suelo en la zona.

Figura 3. Mapa de ubicación de la zona de estudio



Fuente: Elaboración Propia

4.1.1 Características de la Vegetación.

La distribución de la cubierta vegetal se refleja en gran medida en las condiciones del clima, suelo y relieve. La Cordillera de la Costa, es el elemento principal, que provoca el aumento de la humedad por efecto de la altura. En esta zona encontramos matorrales densos y altos, que evolucionan a la presencia de bosques caducifolios. En cuanto al Bosque nativo,

predominan del tipo bosque húmedo templado, cuyo hábitat se caracteriza principalmente por las altas precipitaciones 2.000 a 3.000 mm anuales.

La provincia posee una extensa reserva de Bosque Nativo, sobre todo en la zona de la Cordillera de Nahuelbuta, en ella se encuentran comunidades con notorias variaciones de composición en función de la exposición, aquí es posible encontrar especies del género *Nothofagus* (*N. oblicua*, *N. alpina*, *N. dombeyi*) avellano, canelo, chilco, ciprés de cordillera, copihue, colihue, y araucarias. Otro aspecto de gran importancia es la presencia de especies como pino y eucaliptus que abarcan una importante superficie y que son la base que sustenta la presencia económica de la industria del aserrío y de celulosa de la región (CONAF, 2014). En cuanto al establecimiento de plantaciones de *Pinus radiata* en la provincia de Arauco, estas datan a partir del siglo XIX, con el inicio de la industria carbonífera y su expansión se consolidó en la década de 1970, asociada al decreto de ley 701 (Guerra; Mondaca, 2017).

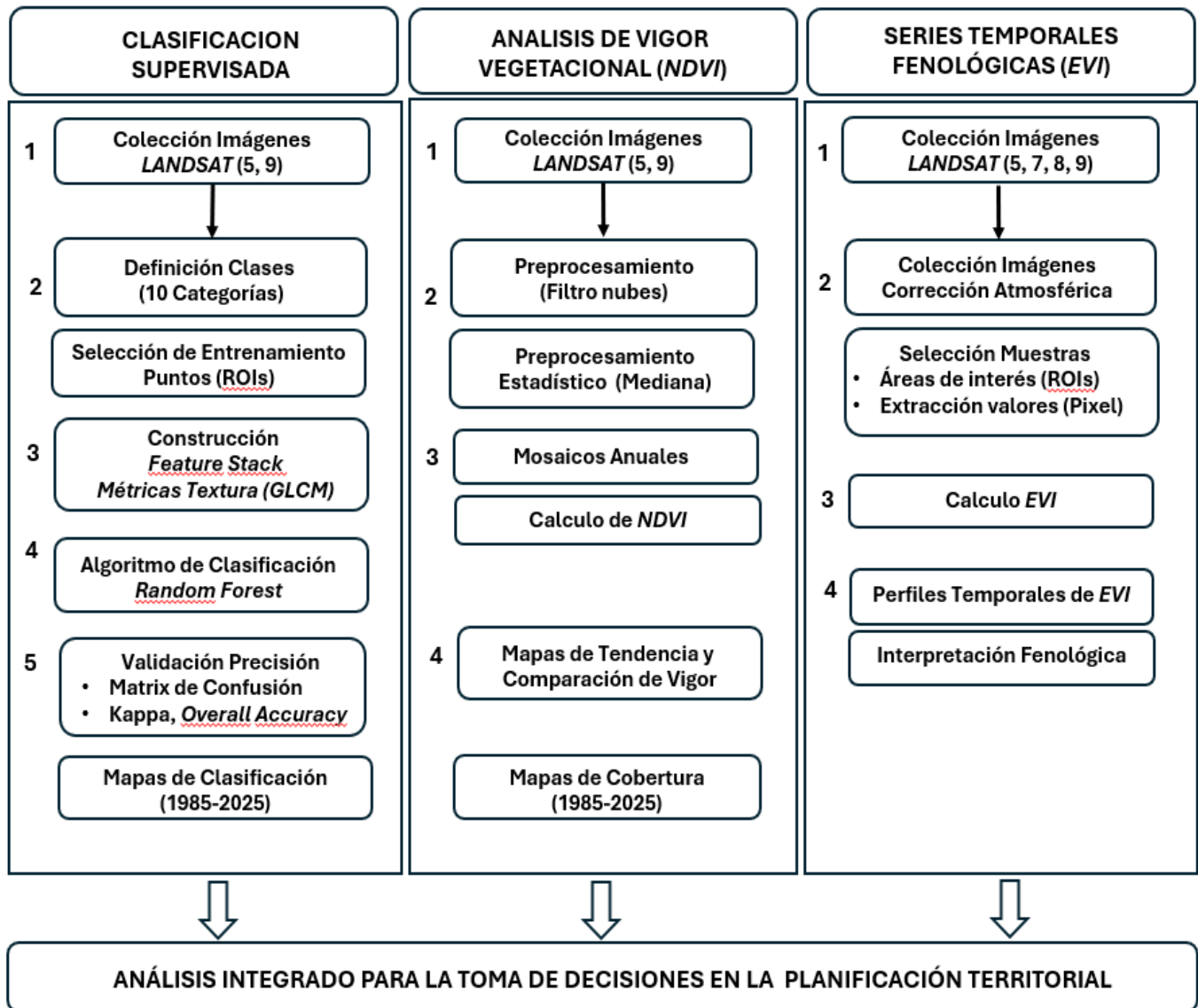
4.2 Flujo de Trabajo y Preprocesamiento de Imágenes en *Google Earth Engine* (GEE).

El procesamiento de los datos satelitales se realizó íntegramente en la nube de *Google Earth Engine* (GEE). La elección de esta plataforma se fundamenta en su capacidad para manejar grandes volúmenes de datos geoespaciales y su flexibilidad para implementar algoritmos de *Machine Learning*, superando las limitaciones del software de escritorio tradicional (Tassi, A., Vizzari, M. 2020). Bajo este entorno, se implementó un flujo de trabajo basado en *scripts*, conjuntos de instrucciones escritas en lenguaje de programación, que permitieron construir la clasificación supervisada, generar series temporales basadas en el EVI y realizar un análisis de tendencias del NDVI para el periodo 1985-2025 en la totalidad de la Provincia de Arauco.

Este enfoque metodológico tiene como objetivo automatizar la identificación de cambios de cobertura. Al determinar un flujo de trabajo estandarizado, permite asegurar que los resultados obtenidos funcionen como elementos estratégicos y oportunos para ser incorporados en los instrumentos de gestión de la provincia. Esto facilita una toma de decisiones informada, especialmente en la gestión de recursos hídricos y la conservación de ecosistemas sensibles.

En síntesis, el flujo de trabajo implementado en GEE no solo optimiza el procesamiento masivo de datos satelitales, sino que transforma la información técnica en herramientas de gobernanza territorial (Figura 4).

Figura 4. Esquema Metodológico para el Análisis Multitemporal.



Fuente: Elaboración Propia.

4.2.1 Clasificación Supervisada de Coberturas del Suelo

Para cuantificar las transformaciones del paisaje en la provincia de Arauco, se implementó un método de clasificación supervisada. Este enfoque utiliza el conocimiento previo del área de estudio para entrenar un algoritmo que asigna una clase de cobertura a cada píxel de la imagen.

4.2.1.1 Adquisición de Datos y Mosaicos de Análisis.

El análisis se centró en tres momentos, generando un mapa de coberturas para cada periodo:

1985. Mosaico basado en imágenes Landsat 5 (TM). Este año marca el primer periodo con disponibilidad de este tipo de imágenes que pertenecen a la colección 2, con corrección atmosférica y reflectancia superficial.

2005. Mosaico basado en imágenes Landsat 5 (TM). Se selecciona como hito intermedio para capturar la evolución de los patrones de uso de suelo tras dos décadas.

2025. Mosaico basado en imágenes Landsat 9 (OLI-2). Corresponde al escenario más reciente, estas imágenes ofrecen mejoras en la calidad radiométrica y determinan la continuidad del programa *Landsat*. Este hito permite evaluar el estado actual de la cobertura vegetal y proyectar escenarios para la toma de decisiones.

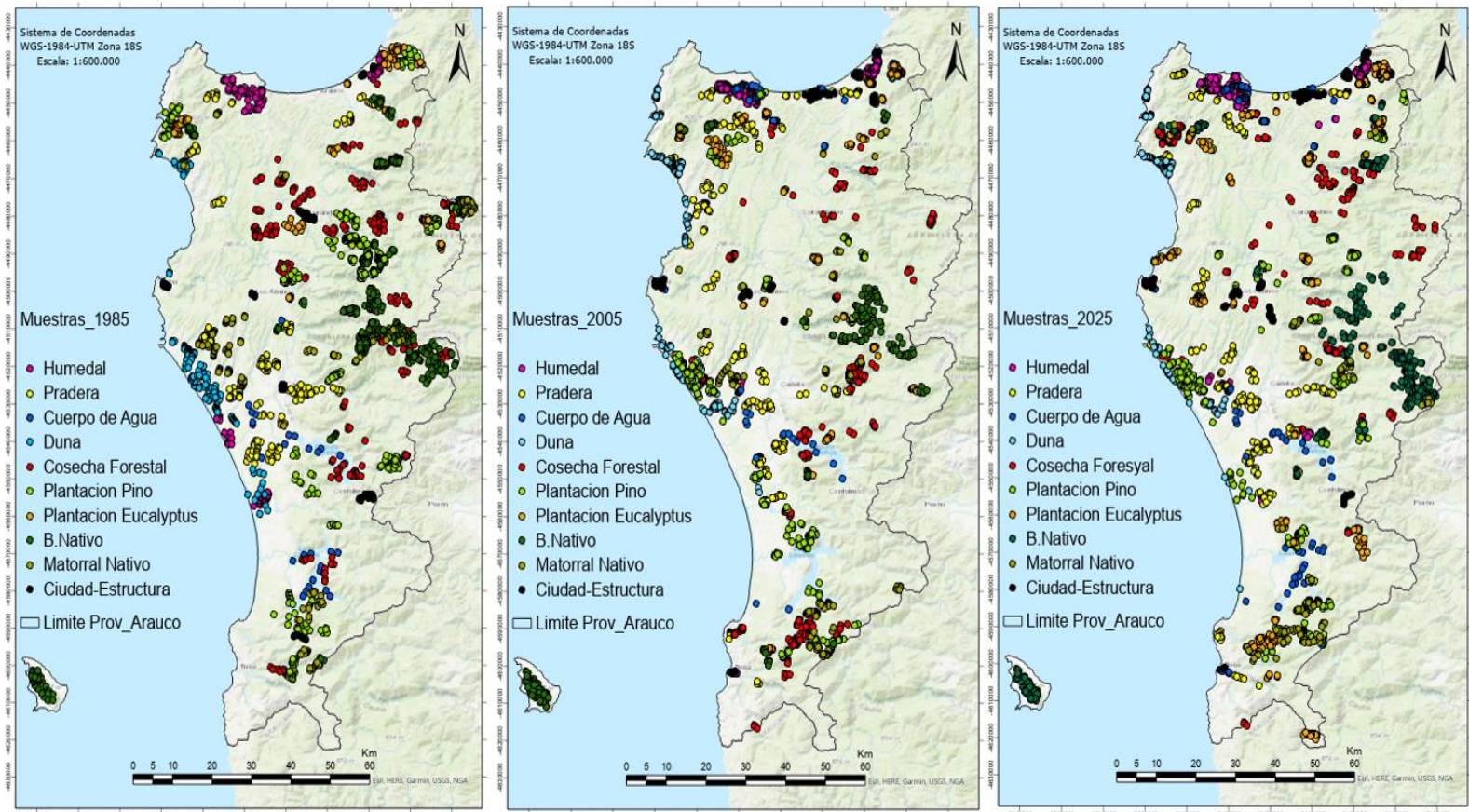
Todas las imágenes se obtuvieron de la colección 2, nivel 2 (Reflectancia Superficial). Para cada periodo, se generó un mosaico, seleccionando los píxeles con menor nubosidad y con una resolución espacial de 30 m y una frecuencia de barrido satelital de 16 días.

4.2.1.2 Generación de Datos de entrenamiento y validación.

Para el entrenamiento del clasificador, se generaron muestras o puntos de validación que corresponden a cada período analizado (1985, 2005 y 2025), tal como se observa en la Figura 5. Este procedimiento consistió en la digitalización manual de áreas representativas con identidad conocida para cada clase objetivo (Tabla 1), lo que permitió obtener una firma espectral única para cada tipo de cobertura.

Con el fin de garantizar la independencia estadística entre el entrenamiento y la evaluación, se creó un conjunto de datos separado para la validación, evitando la superposición entre ambos procesos. Este enfoque asegura que la precisión del modelo se evalúe de manera objetiva, reduciendo el riesgo de sesgo en la clasificación.

Figura 5. Puntos de validación Clasificación Supervisada (1985-2025)



Fuente: Elaboración Propia

Tabla 1. Número de puntos de Muestreos por tipo de cobertura

Coberturas Analizadas	1985	2005	2025
Humedal	147	226	271
Pradera	237	308	274
Agua	28	93	105
Dunas	142	150	111
Cosecha Forestal	255	340	230
Plantación Pino	533	325	360
Plantación Eucalyptus	120	276	444
Bosque Nativo	560	240	394
Matorral	146	207	194
Ciudad-Estructuras	104	167	149
Total	2.272	2.332	2.532

Fuente: Elaboración Propia.

4.2.1.3 Variables predictoras para la Clasificación.

Para mejorar la precisión del clasificador y su capacidad para diferenciar clases espectralmente similares (ej. Bosque Nativo vs. plantación madura), se utilizaron las bandas espectrales reflectivas (azul, verde, rojo, NIR, SWIR1, SWIR2). Esto permitió diseñar un *Feature Stack* o apilamiento de todas las bandas espectrales y variables derivadas (índices,

texturas), que describen a cada píxel antes de clasificarlo. Finalmente, este proceso determina la imagen final de entrada al modelo de clasificación.

Otra métrica de relevancia es la incorporación del *Gray Level Co-occurrence Matrix* (GLCM) o métrica de textura. Esta describe como se distribuyen y se relacionan los tonos de grises en una imagen espacial (Presutti., 2004), permite que el modelo diferencie la textura entre estados de la vegetación, como la condición homogénea de una plantación versus la textura heterogénea del Bosque Nativo.

4.2.1.4 Algoritmo de Clasificación: *Random Forest*.

Para la clasificación de coberturas se implementó este método por su alta capacidad para manejar grandes volúmenes de datos, gran robustez y eficacia en problemas de clasificación con múltiples variables espectrales. Se construye un conjunto de árboles de decisión independientes (*ntree*) y combina sus predicciones para reducir la varianza y mejorar la precisión, lo que lo convierte en una opción adecuada para estudios de cobertura de suelo basados en imágenes satelitales (Breiman, 2001; Perry, 2017).

En este estudio, el clasificador se configuró con 100 árboles de decisión (*numberOfTrees* = 100), valor que entrega un equilibrio entre estabilidad del modelo y eficiencia computacional. Un mayor número de árboles tiende a mejorar la precisión, pero incrementa significativamente el tiempo de procesamiento, por lo que se optó por un valor intermedio que asegura resultados confiables sin comprometer la viabilidad operativa.

Para garantizar una evaluación objetiva del desempeño del modelo, se aplicó una partición aleatoria de las muestras mediante el parámetro *split* = 0.7, asignando el 70% de los datos para entrenamiento y el 30% restante para validación. Esta estrategia permite que el modelo aprenda con la mayoría de los datos disponibles, mientras se evalúa con un

conjunto independiente, reduciendo el riesgo de sobreajuste y proporcionando métricas robustas como la matriz de confusión, la precisión global y el coeficiente Kappa (Tatsumi *et al.*, 2015). En síntesis, este algoritmo de clasificación supervisada permite construir la información base para medir el cambio de uso del suelo, direccionando la interpretación de la pérdida o ganancia de cobertura vegetal, que se puede ver reflejado en la fragmentación de bosques, pérdida de biodiversidad, disminución de la conectividad ecológica, o, por el contrario, la recuperación a través de la sucesión y la resiliencia ecosistémica (Lozada, 2007).

Si bien presenta una alta precisión en la clasificación supervisada, investigaciones recientes sugieren que la integración de arquitecturas de *Deep Learning* permite capturar de mejor manera la heterogeneidad espacial en paisajes bajo intensa presión antrópica (Zhao *et al.*, 2023). Asimismo, la continuidad de la serie temporal 1985-2025 se sustenta en los avances de armonización multi-sensor, los cuales han permitido reducir las inconsistencias radiométricas entre las misiones Landsat y Sentinel-2, facilitando un monitoreo fenológico robusto a través del EVI (Claverie *et al.*, 2021).

4.2.1.5 Evaluación y Validación del Modelo.

La evaluación de la precisión del modelo utilizado constituye un componente crítico en los flujos de trabajo de una clasificación supervisada, ya que determina el grado de confiabilidad de la información extraída de las imágenes satelitales. Para este estudio, la fiabilidad de las coberturas generadas en los periodos 1985, 2005 y 2025 se evaluó cuantitativamente mediante el método estándar de la Matriz de Confusión (Yébenes y Sotos, 2010, citado por Martínez, L. 2020).

La Matriz de Confusión, es un elemento importante en la estadística multivariada y en el aprendizaje automático o *Machine Learning*, permite confrontar las categorías de cobertura

terrestre observadas en el terreno con las categorías pronosticadas por el modelo sobre la imagen satelital (Congalton & Green, 2019). Estructuralmente, se organiza como una tabla bidimensional donde las columnas representan las clases pronosticadas por el clasificador. Las filas representan las clases reales verificadas en terreno, datos de validación. La diagonal principal expresa el número de píxeles clasificados correctamente (concordancia). Los valores fuera de la diagonal cuantifican los errores de clasificación. A partir de esta matriz, aplicada píxel a píxel sobre los datos de validación, se derivaron dos estadísticos fundamentales para dimensionar el desempeño del modelo:

Precisión General (*Overall Accuracy*, OA): Corresponde a la suma de los aciertos de la diagonal dividida por el número total de muestras. Este indicador cuantifica la capacidad global del clasificador para etiquetar correctamente los elementos (Cohen, 1960).

Coeficiente Kappa (K): Dado que la precisión general puede verse influenciada por el azar, en teledetección es esencial calcular el estadístico Kappa. Propuesto por Landis y Koch (1977), este índice mide el grado de acuerdo entre la clasificación y la realidad, ajustando y corrigiendo la proporción de aciertos que podría ocurrir únicamente por aleatoriedad, proporcionando así una medida más robusta de la exactitud temática (Congalton, 1991; Foody, 2002).

4.3.1 Análisis vegetacional mediante NDVI (1985-2025)

Para complementar la clasificación de coberturas y evaluar la condición sanitaria, densidad y actividad fotosintética, se procedió al cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Es un indicador radiométrico adimensional que cuantifica el verdor de la vegetación basándose en el contraste espectral entre la fuerte absorción de clorofila en la banda roja (RED) y la alta reflectancia de la estructura celular de las hojas en el infrarrojo cercano (NIR) (Rouse *et al.*, 1974). Para analizar la dinámica temporal, se generaron tres mosaicos correspondientes a los años 1985, 2005 y 2025.

El flujo de procesamiento en GEE consistió en:

Selección de Colecciones: Se utilizaron las colecciones Landsat 5 y 9, filtradas por el área de estudio.

Reducción Temporal (Mediana): A diferencia de una imagen única, se calculó la mediana anual de cada píxel utilizando todas las imágenes disponibles para cada año. Este procedimiento permite eliminar nubes, sombras y valores atípicos, generando una imagen sintética representativa del vigor promedio anual.

Cálculo del Índice: Se aplicó la función de diferencia normalizada sobre los mosaicos resultantes, obteniendo tres mapas para el análisis comparativo del periodo.

4.4.1 Análisis de Series Temporales de EVI (1985-2025)

Para complementar la clasificación y caracterizar la fenología y dinámica de las coberturas, se realizó un análisis de series temporales. La integración de estas series con la clasificación supervisada en *Google Earth Engine* (GEE), se proyecta como una herramienta estratégica para el monitoreo continuo de la vegetación. El uso del Índice de Vegetación Mejorado (EVI), diseñado para optimizar la respuesta espectral en áreas de alta

densidad de vegetación y reducir la influencia atmosférica, permite aplicar estas métricas al seguimiento temporal de las coberturas terrestres (Mohammadi *et al.*, 2017).

4.4.1.1 Adquisición y Armonización de Datos.

Se generó una colección de imágenes o *ImageCollection*, en GEE, compuesta por 514 escenas de las misiones Landsat 5 (TM), 7 (ETM+), 8 (OLI) y 9 (OLI-2), cubriendo el periodo del 05 de marzo de 1985 al 22 de noviembre de 2025 (Anexo 7).

Todas las imágenes utilizadas corresponden a la Colección 2, Nivel 2 (Reflectancia Superficial), que se encuentran corregidas radiométrica y atmosféricamente, sus valores de reflectancia fueron re-escalados a un rango de 0 a 1.

Dada la diferencia en sensores y resolución radiométrica (8 bits en TM/ETM+ vs. 12 bits en OLI/OLI-2), se aplicaron funciones de armonización espectral basadas en coeficientes de regresión, con el objetivo de garantizar la comparabilidad y consistencia de la serie temporal. Las bandas espectrales de los sensores TM y ETM+ fueron renombradas y transformadas linealmente para hacerlas equivalentes a las bandas del sensor OLI, aplicando los coeficientes de regresión propuestos por Roy *et al.* (2016).

Este proceso de armonización es importante, ya que permite asegurar la coherencia de los datos a lo largo de los 40 años de análisis, evitando sesgos derivados de las diferencias instrumentales entre misiones *Landsat*.

Para la revisión de Series Temporales, se utilizaron imágenes satelitales de las misiones Landsat 5 TM, con una resolución radiométrica de 8 bits. Las Landsat 5 *Thematic Mapper* (TM), están compuesta por 7 bandas espectrales con una resolución espacial de 30 metros para las bandas 1 a 5 y 7 (espectro visible). Para el caso de la banda 6, la resolución es de 120 metros, pero se vuelve a muestrear a 30 metros/píxel. El tamaño aproximado de la

escena es de 170 kilómetros de norte a sur por 183 kilómetros de este a oeste. Para los satélites Landsat 8 y 9 OLI, adquieren datos en 11 bandas mediante dos sensores separados, el *Operational Land Imager* (OLI) y el Sensor Térmico Infrarrojo (TIRS) con una resolución radiométrica de 12 bits.

Las imágenes de Landsat OLI y TIRS constan de 9 bandas espectrales con una resolución de 30 metros para las bandas 1 a 7 y 9 (espectro visible). Para el caso de la banda 8 (pancromática) es de 15 metros. El tamaño aproximado de escena es de 170 kilómetros de norte a sur por 183 km de este a oeste. Las imágenes de esta colección se encuentran corregidas radiométrica y atmosféricamente.

Es importante señalar que los resultados de la clasificación supervisada están sujetos a fuentes de error inherentes al uso de imágenes satelitales ópticas. Entre ellas se consideran la presencia de nubosidad residual, limitaciones asociadas a la resolución espacial de 30 m de los sensores Landsat, y efectos instrumentales como la falla del Scan Line Corrector (SLC-off) en Landsat 7. Estos efectos han sido mitigados mediante procedimientos de filtrado y reconstrucción temporal.

4.4.1.2 Pre-procesamiento y Corrección de Píxeles.

Se implementó un proceso de pre-procesamiento que involucró un enmascaramiento de nubes y sombras, utilizando la banda de calidad *QA_PIXEL* de cada escena, seleccionando la colección de imágenes que tenían menos del 30% de cobertura de nubes.

A partir de mayo de 2023, el sensor *Landsat 7 ETM+* sufrió una falla del componente *Scan Line Corrector (SLC)*, provocando la pérdida sistemática de franjas de información en todos los niveles de procesamiento. Esta falla genera vacíos de datos o *data gaps*, que se incrementan hacia los bordes de la escena, alcanzando aproximadamente un 22 % de

pérdida de información por imagen (USGS, 2023). Este fenómeno es especialmente problemático para un análisis temporal, ya que introduce patrones de vacío que no están relacionados con cambios reales de la superficie terrestre, pudiendo sesgar estimaciones de cobertura, índices espectrales y tendencias de vegetación. Dado que estos datos nulos impiden un análisis temporal continuo, se implementó un procedimiento de relleno de vacíos o *GapFill* en *RStudio* (Anexo 1), basado en la metodología de Gerber *et al.* (2018), la cual incorpora técnicas de interpolación espacio/temporal basadas en imágenes auxiliares sin fallas. Este método determina que la reflectancia faltante, debido a SLC-off, puede ser estimada mediante información de escenas cercanas en el tiempo y que no presentan vacíos o presentan vacíos en posiciones distintas.

4.4.1.3 Extracción y Análisis del Perfil Fenológico.

Se calculó el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) para cada imagen de la colección, dado que este índice presenta mayor sensibilidad en las áreas de alta densidad foliar, como bosques y plantaciones, reduciendo la influencia atmosférica y del suelo en comparación con el NDVI. Posteriormente, se extrajeron las series temporales de EVI (1985-2025) para siete puntos de muestreo representativos, correspondientes a las coberturas de: Humedal, Pradera, Cosecha Forestal, Plantación de Pino, Plantación de Eucalyptus, Bosque Nativo y Matorral Nativo. Para cada zona de interés se calculó la mediana del EVI, generando los perfiles fenológicos que se presentan en la sección de resultados. Este análisis permite caracterizar la dinámica estacional y la respuesta vegetativa de cada tipo de cobertura a lo largo de cuatro décadas, aportando información crítica para comprender los patrones de cambio en el paisaje.

4.4.2 Flujo de Trabajo para la dinámica vegetacional (NDVI).

El cálculo del NDVI se realizó para la totalidad de la Provincia de Arauco en los tres periodos de estudio (1985, 2005 y 2025). Se utilizaron las colecciones de imágenes Landsat 5 y 9, previamente filtradas por calidad radiométrica y con baja nubosidad (menos del 10% de cobertura).

Para cada periodo, se construyó una mediana anual de las imágenes limpias. El uso de la mediana minimiza el ruido temporal y los efectos residuales de la nubosidad, proporcionando una representación espectral más estable del estado promedio de ese año. El script aplicó la fórmula del NDVI píxel a píxel sobre la mediana anual, resultando en un mapa para cada periodo.

Finalmente, se generaron tres mosaicos de NDVI, que fueron la base para el análisis de tendencias espaciales.

V. RESULTADOS

5.1 Análisis de la Clasificación de Coberturas de Suelo (1985-2025).

La clasificación supervisada permitió identificar diez categorías de cobertura y uso del suelo en la provincia de Arauco para los años 1985, 2005 y 2025: humedales, praderas, cuerpos de agua, dunas, zonas de cosechas forestales, plantaciones de pino, plantaciones de eucalipto, bosque nativo, matorral nativo y ciudad/estructura.

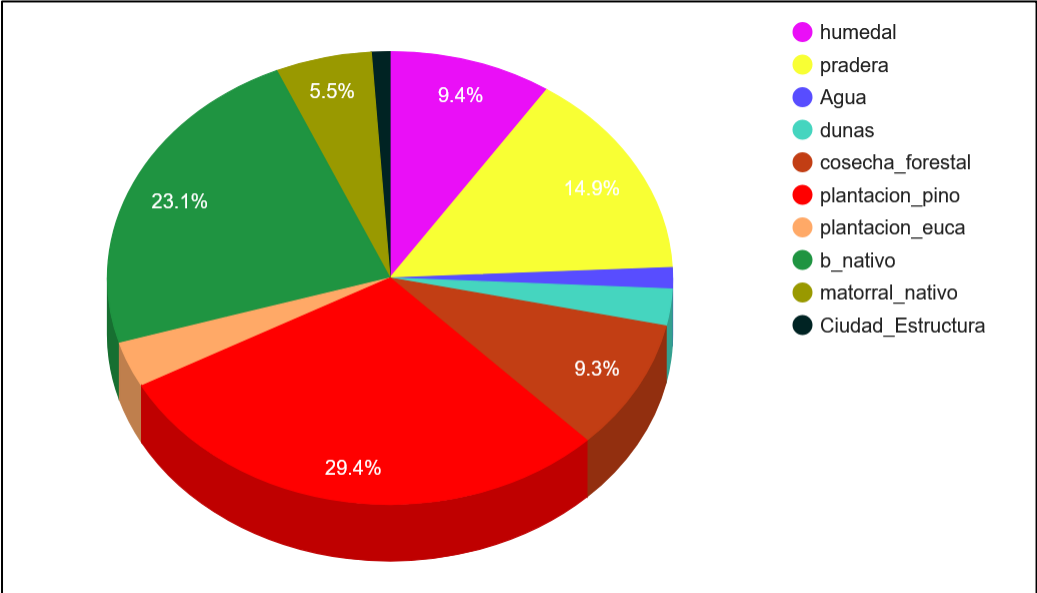
Los resultados de la clasificación permiten observar la dinámica vegetacional del área de estudio (Figura 7). Se observa una transición desde un mosaico dominado por bosques nativos y plantaciones de pino hacia un paisaje con mayor presencia de plantaciones de eucalipto. Para complementar el análisis, se analizan los gráficos de distribución porcentual por tipo de cobertura para los años 1985, 2005 y 2025 (Figuras 6, 8 y 9), así como la tendencia consolidada (Figura 10).

5.1.1 Análisis periodo inicial (1985).

La configuración territorial de 1985 (Figura 6), se caracterizaba por una base heterogénea con una importante presencia de ecosistemas naturales. El Bosque Nativo constituía la cobertura natural más extensa, abarcando el 23,1% de la superficie, seguido por una significativa proporción de Praderas (14,9%) y Humedales (9,4%), lo que muestra una conectividad funcional relevante entre sistemas boscosos e hidrológicos en esta etapa.

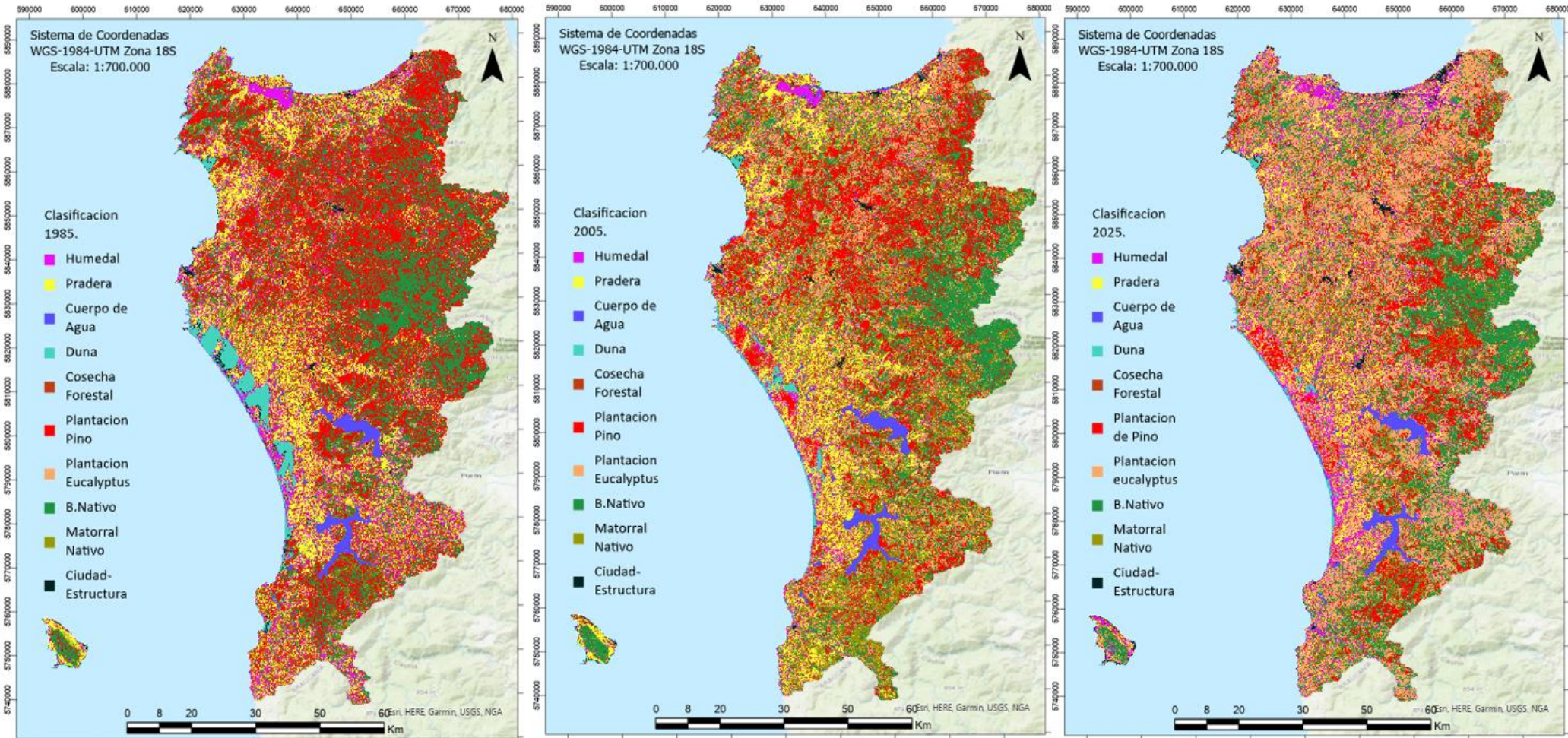
En cuanto al componente productivo, las plantaciones de *Pinus spp.* ocupaban un 29,4%, mientras que la presencia de *Eucalyptus spp.* era marginal. Esta distribución sugiere que, al inicio del periodo de estudio, existía aún un equilibrio espacial relativo entre las áreas de uso antrópico y los remanentes de vegetación natural.

Figura 6. Distribución porcentual de coberturas de suelo, clasificación supervisada año 1985



Fuente: Elaboración Propia

Figura 7. Clasificación supervisada para los años 1985, 2005 y 2025

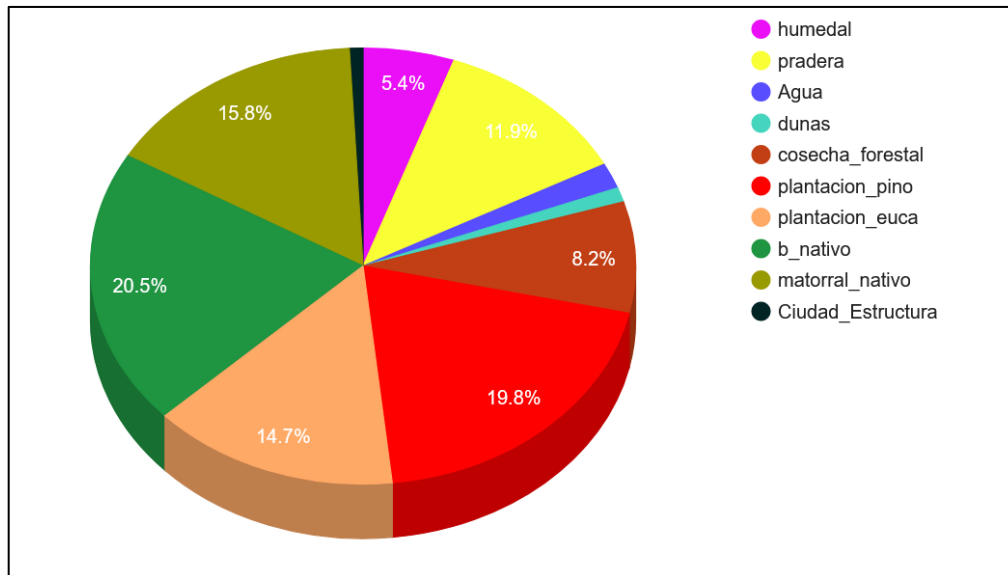


Fuente: Elaboración Propia.

5.1.2 Análisis Periodo Intermedio (2005).

En 2005 (Figura 8), el paisaje muestra una fase de transición caracterizada por cambios significativos en la estructura de las coberturas naturales. El incremento del matorral nativo, que pasó del 5,5% en 1985 al 15,8% en 2005, no necesariamente indica recuperación ecológica, sino que puede interpretarse como una sucesión secundaria asociada a la intervención del Bosque Nativo o al abandono de tierras agrícolas y ganaderas colonizadas por especies arbustivas pioneras. En el ámbito forestal, se observa una redistribución interna: las coberturas de *Pinus spp* disminuyen al 19,8%, mientras que las áreas de establecimiento de *Eucalyptus spp* aumentan a un 14,7%.

Figura 8. Distribución porcentual de coberturas de suelo, clasificación supervisada año 2005

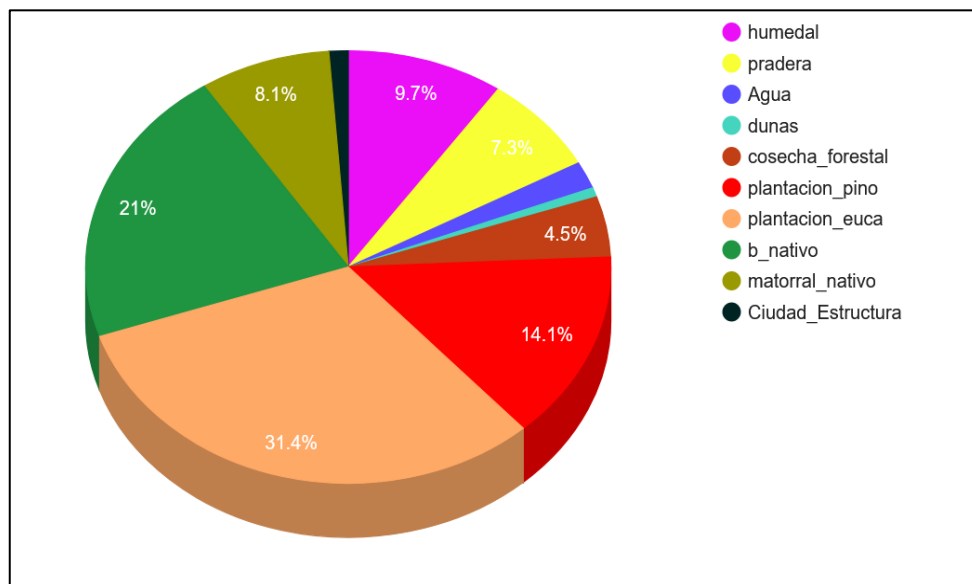


Fuente: Elaboración Propia

5.1.3 Análisis Periodo Final (2025).

En 2025 (Figura 9), el paisaje muestra una consolidación de procesos de simplificación estructural, demostrando una uniformidad espacial. Las praderas se reducen a la mitad de su extensión original (7,3%), mientras que el matorral nativo desciende al 8,1%, lo que podría indicar que las áreas de transición observadas en 2005 fueron reconvertidas hacia usos productivos. Este retroceso se relaciona con el aumento de coberturas forestales comerciales, donde *Eucalyptus spp* alcanza el 31,4% del territorio, consolidándose como la cobertura dominante, mientras el pino disminuye al 14,1%.

Figura 9. Distribución porcentual de coberturas de suelo, clasificación supervisada año 2025



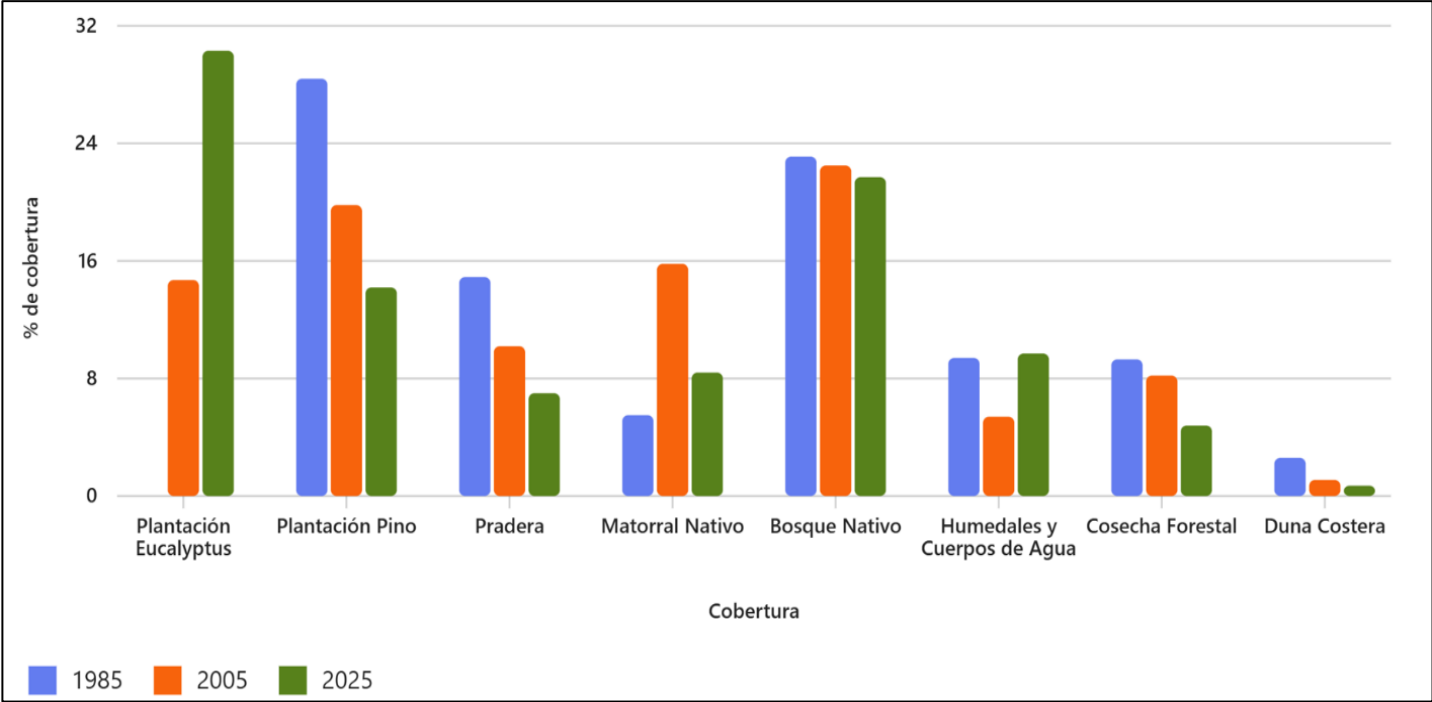
Fuente: Elaboración Propia.

La Figura 10 sintetiza la evolución porcentual de todas las coberturas, permitiendo una comparación directa de las tendencias. Existe una transformación significativa en el cambio

de especie, con una caída de 15,2 puntos porcentuales en pino y un aumento de 31.4 puntos en eucalipto.

Este cambio productivo representa una búsqueda de mayor productividad forestal y la rentabilidad intrínseca del *Eucalyptus spp.*, debido a sus ciclos de rotación más cortos. Este proceso incorpora superficie de pequeños y medianos propietarios al negocio forestal, a través del aprovechamiento económico de suelos con usos improductivos o con baja rentabilidad agrícola/ganadera.

Figura 10. Comparación multitemporal de coberturas de suelo (1985-2025).



Fuente: Elaboración Propia.

El análisis detallado de los ecosistemas naturales revela comportamientos diferenciados frente a la presión antrópica y climática:

Bosque Nativo: Muestra una notable estabilidad en términos de superficie total, con una variación marginal del 23,1% en 1985 al 21% en 2025. Es probable que corresponda a sectores ubicados en la Cordillera de Nahuelbuta, manteniéndose como refugios claves para la biodiversidad.

Humedales: Exhiben una alta variabilidad temporal. Se constata una disminución entre 1985 (9,4%) y 2005 (5,4%), seguida de una recuperación para 2025 (9,7%), superando el nivel inicial. Este repunte muestra una correspondencia temporal directa con el aumento de las precipitaciones (Anexo 2). Si bien este análisis es descriptivo, la coincidencia entre el aumento del EVI y el régimen hídrico sugiere una alta sensibilidad del ecosistema a las variaciones anuales de lluvia.

Dunas Costeras: Los ecosistemas dunares exhiben la tendencia de pérdida más importante. Se observa una disminución continua, pasando de 2,6% (1985) a 0,7% (2025). Esta pérdida de casi un 75% de su superficie es un indicador crítico sobre los ecosistemas litorales, incluyendo la estabilización de dunas.

Finalmente, es necesario discutir las limitaciones metodológicas asociadas a la clase cosecha forestal. Esta categoría no representa una cobertura permanente, sino un estado transitorio del suelo entre la corta y la reforestación. Los datos de la Figura 10 muestran una aparente disminución de esta clase (9,3% en 1985; 8,2% en 2005; 4,5% en 2025).

Esta reducción aparente podría no reflejar una menor tasa de cosecha, sino por dos factores:

Ciclos de rotación: La transición hacia especies de rápido crecimiento como *Eucalyptus spp*, hace que el manejo de rebrotes acorta la ventana temporal en que el suelo permanece desnudo, reduciendo la probabilidad de detección en los mosaicos anuales. Esto disminuye la probabilidad de que dicho estado sea capturado por la mediana anual de las imágenes Landsat.

Respuesta espectral: Existe una confusión espectral inherente entre el suelo post-cosecha y las praderas estivales, lo que podría subestimar la superficie de cosecha en favor de otras clases de baja capacidad fotosintética.

5.2 Tasas de cambio anual y netos de coberturas (1985–2025)

Con el objetivo de complementar el análisis de cambios de cobertura, se calcularon las tasas de cambio anual (%/año) y los cambios netos de superficie (ha) para cada tipo de cobertura en los períodos 1985–2005, 2005–2025 y el total del período 1985–2025. Este enfoque permite cuantificar la intensidad y dirección en los procesos de transformación territorial, aportando una medida comparable de la dinámica de cambio entre coberturas y períodos. El total de superficie por tipo de cobertura se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Superficie por tipo de Cobertura (ha). Período 1985-2025

Coberturas	1985 (ha)	2005 (ha)	2025 (ha)
Humedal	52.096	30.012	53.560
Pradera	82.747	65.889	39.038
Cuerpo de Agua	8.500	10.605	11.298
Dunas	14.790	6.341	4.012
Cosecha Forestal	51.809	45.694	26.791
Plantación de Pino	162.814	109.825	79.023
Plantación de Eucalyptus	18.080	81.288	168.144
Bosque Nativo	128.096	113.746	120.595
Matorral Nativo	30.638	87.616	46.478
Ciudad–Estructuras	5.966	4.519	6.597

Fuente: Elaboración Propia.

5.2.1 Cambios netos de superficie

Corresponde a la diferencia entre la superficie ocupada por una determinada cobertura o uso del suelo en dos momentos distintos del tiempo. Esta medida refleja el balance total entre pérdidas y ganancias ocurridas durante el período analizado y constituye un indicador estándar en evaluaciones forestales y estudios de cambio de uso del suelo. El cambio neto de superficie (ΔA) se calculó como:

$$\Delta A = A_{t2} - A_{t1}$$

donde:

A_{t1} Superficie (ha) en el año inicial.

A_{t2} Superficie (ha) en el año final del período analizado.

Este ha sido empleado por FAO en el marco del *Global Forest Resources Assessment* (2025), para evaluar la evolución del patrimonio forestal y otras coberturas a distintas escalas espaciales.

Tabla 3. Cambios netos de superficie (ha), periodo 1985-2025

Coberturas	Δ 1985–2005 (ha)	Δ 2005–2025 (ha)	Δ 1985–2025 (ha)
Humedal	-22.084	23.548	1.464
Pradera	-16.858	-26.851	-43.709
Cuerpo de Agua	2.104	694	2.798
Dunas	-8.449	-2.330	-10.779
Cosecha Forestal	-6.115	-18.903	-25.018
Plantación de Pino	-52.989	-30.803	-83.791
Plantación de Eucalyptus	63.209	86.856	150.065
Bosque Nativo	-14.350	6.849	-7.501
Matorral Nativo	56.979	-41.138	15.841
Ciudad–Estructuras	-1.447	2.078	631

Fuente: Elaboración Propia.

5.2.2 Tasas de cambio anual

Se utilizó la formulación logarítmica propuesta por Puyravaud (2003), derivada del crecimiento exponencial continuo, por tratarse de un método estandarizado en estudios forestales y de cambio de uso del suelo que permite comparaciones directas entre períodos de distinta duración.

$$r = \frac{1}{n} \ln \left(\frac{A_{t2}}{A_{t1}} \right)$$

A_{t_1} y A_{t_2} Corresponden a las superficies inicial y final del período analizado.

n número de años transcurridos.

Tabla 4. Análisis de las tasas de cambio anual (%/año)

Coberturas	1985–2005 (%/año)	2005–2025 (%/año)	1985–2025 (%/año)
Humedal	-2,72	2,94	0,07
Pradera	-1,13	-2,58	-1,86
Cuerpo de Agua	1,11	0,32	0,71
Dunas	-4,15	-2,26	-3,21
Cosecha Forestal	-0,63	-2,63	-1,64
Plantación de Pino	-1,95	-1,63	-1,79
Plantación de Eucalyptus	7,81	3,7	5,73
Bosque Nativo	-0,59	0,29	-0,15
Matorral Nativo	5,39	-3,12	1,05
Ciudad–Estructuras	-1,38	1,91	0,25

Fuente: Elaboración Propia.

El análisis de las tasas de cambio anual y netos de superficie complementan los resultados ya presentados en la Clasificación Supervisada (Tabla 3 y 4). La plantación de *Eucalyptus* es la cobertura más dinámica, con las tasas positivas más altas y de mayor incremento neto de superficie. En contraste, las plantaciones de *Pino* y las praderas presentan tasas negativas persistentes, coherentes con pérdidas netas significativas de superficie, lo que sugiere un reemplazo progresivo por usos forestales más competitivos. Las coberturas naturales, particularmente el Bosque Nativo, muestran una pérdida inicial seguida de estabilización parcial, reflejada en tasas cercanas a cero en el largo plazo y cambios netos moderados, mientras que el Matorral Nativo presenta una recuperación relativa. Finalmente, los usos urbanos y los cuerpos de agua exhiben tasas bajas y cambios netos reducidos, indicando transformaciones espaciales localizadas y de menor impacto territorial.

5.3 Matriz de Confusión, Indicadores de desempeño y validación del Algoritmo

Para evaluar la precisión y el desempeño del clasificador para los tres periodos de estudio, se calculó la Precisión General (OA) y el Índice Kappa (K) a partir de las matrices de confusión. Los valores resultantes de la fiabilidad del modelo para 1985, 2005 y 2025 se resumen en los siguientes porcentajes.

Análisis 1985 (OA: 65,8%; K: 0,589)

La clasificación para 1985 tiene una precisión moderada. El valor de Kappa presenta una concordancia aceptable entre la clasificación y los datos de referencia. Esta precisión limitada es atribuible al procesamiento de datos antiguos, principalmente a la menor calidad

radiométrica y espectral de los sensores Landsat (MSS/TM) de la época y la mayor dificultad en la recopilación de datos de entrenamiento y validación para dicho período.

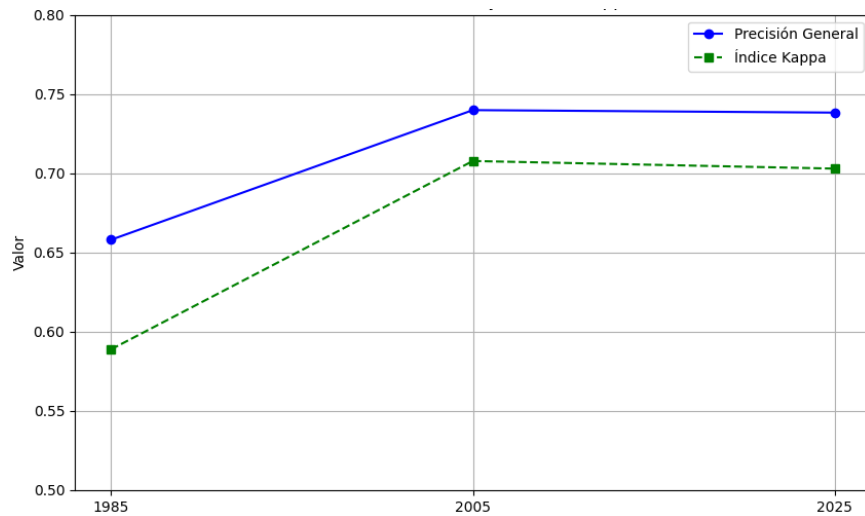
Análisis 2005: (OA: 73,9%; K: 0,708)

Se observa un incremento estadísticamente significativo en ambas métricas. El modelo supera el umbral de 0.7 en el Índice Kappa, alcanzando un nivel de concordancia considerable. Esta mejora se atribuye directamente a la mayor calidad de los datos de entrada (sensores ETM+) y a una mejor definición y disponibilidad de datos de entrenamiento, permitiendo una discriminación más precisa entre las clases de cobertura del suelo.

Análisis 2025: (OA: 72,1%; K: 0,68)

La precisión se mantiene similar a la de 2005, lo que indica una estabilidad en el desempeño del modelo. El índice Kappa también es alto, lo que sugiere que el modelo sigue siendo confiable para clasificar el uso de suelo actual. Finalmente hay que indicar que existe una mejora clara entre 1985 y 2005, tanto en precisión como en Kappa. Entre 2005 y 2025, el desempeño se mantiene estable, lo que puede indicar que el modelo ha alcanzado un nivel de madurez. El valor de Kappa por encima de 0,7 en los años más recientes indica una buena calidad de clasificación, especialmente considerando la complejidad de los datos Landsat. La evolución temporal del desempeño del modelo se ilustra en la Figura 11.

Figura 11. Evolución de la Precisión General e Índice de Kappa (1985-2025)



Fuente: Elaboración Propia (2025)

La validación demuestra una optimización metodológica buena entre el primer y el segundo periodo de análisis, estabilizándose en un nivel de desempeño confiable para las clasificaciones más recientes. El análisis detallado de la distribución de errores por clase, incluyendo los errores de omisión y comisión, se presenta en las matrices de confusión 1985, 2005 y 2025 (Anexos 3, 4 y 5).

5.4 Análisis de la Dinámica Vegetacional (NDVI) (1985-2025)

La Figura 12 presenta la distribución espacial del NDVI, calculados para los años 1985, 2005 y 2025, donde los valores se interpretan de la siguiente manera:

Verde Oscuro (NDVI 0,7-1): Este es el rango más alto, en ella están asociados a una vegetación densa y saludable, como bosques nativos, plantaciones forestales en pleno crecimiento y zonas con alta humedad.

Verde Medio (NDVI 0,5-0,6): Este rango refleja coberturas vegetales con alta densidad de follaje y capacidad fotosintética. Es un indicador de buena actividad fotosintética y coberturas relativamente estables. Es representativo de praderas productivas en meses húmedos, plantaciones de pino y eucalipto en desarrollo intermedio, humedales con vegetación emergente y densa.

Verde Claro (NDVI 0,3-0,4): Corresponde a vegetación presente, pero con cobertura discontinua o baja densidad, asociados a matorrales abiertos, praderas o bosques en etapa de crecimiento, regeneración postcosecha, humedales con vegetación baja o dispersa. Representa condiciones intermedias, sensibles a las condiciones hídricas, degradación y manejo forestal.

Amarillo (NDVI < 0,2): Este rango representa superficies con reflectancia propia de áreas sin cobertura vegetal. Indica muy baja actividad fotosintética, por lo que puede asociarse a disturbios recientes, presión antrópica o condiciones naturales sin vegetación tales como: dunas o arenales costeros, suelos desnudos, cuerpos de agua, sectores urbanos o de infraestructura, pastizales secos, zonas agrícolas y forestales con cosechas recientes.

El análisis para 1985, identifica zonas extensas con altos valores de NDVI, especialmente zonas importantes de la Cordillera de Nahuelbuta, con una gran cobertura de bosque nativo, que representa un 23,1% de la superficie del total de la provincia. y de matorrales, con un 5,5%, poco fragmentada. Las áreas con bajo NDVI, color amarillo, se concentran espacialmente en la franja costera, correlacionándose directamente con las áreas de dunas de las zonas de Arauco, Lebu, Cañete y Tirúa (2,6% del área total), los valles interiores y seco costero, consistentes con la presencia significativa de praderas (14,9%) y áreas agrícolas. Además, existen sectores que se extienden hacia el interior del territorio, siguiendo probablemente cursos de ríos o valles, donde el uso del suelo suele ser más agrícola o con menor densidad de vegetación.

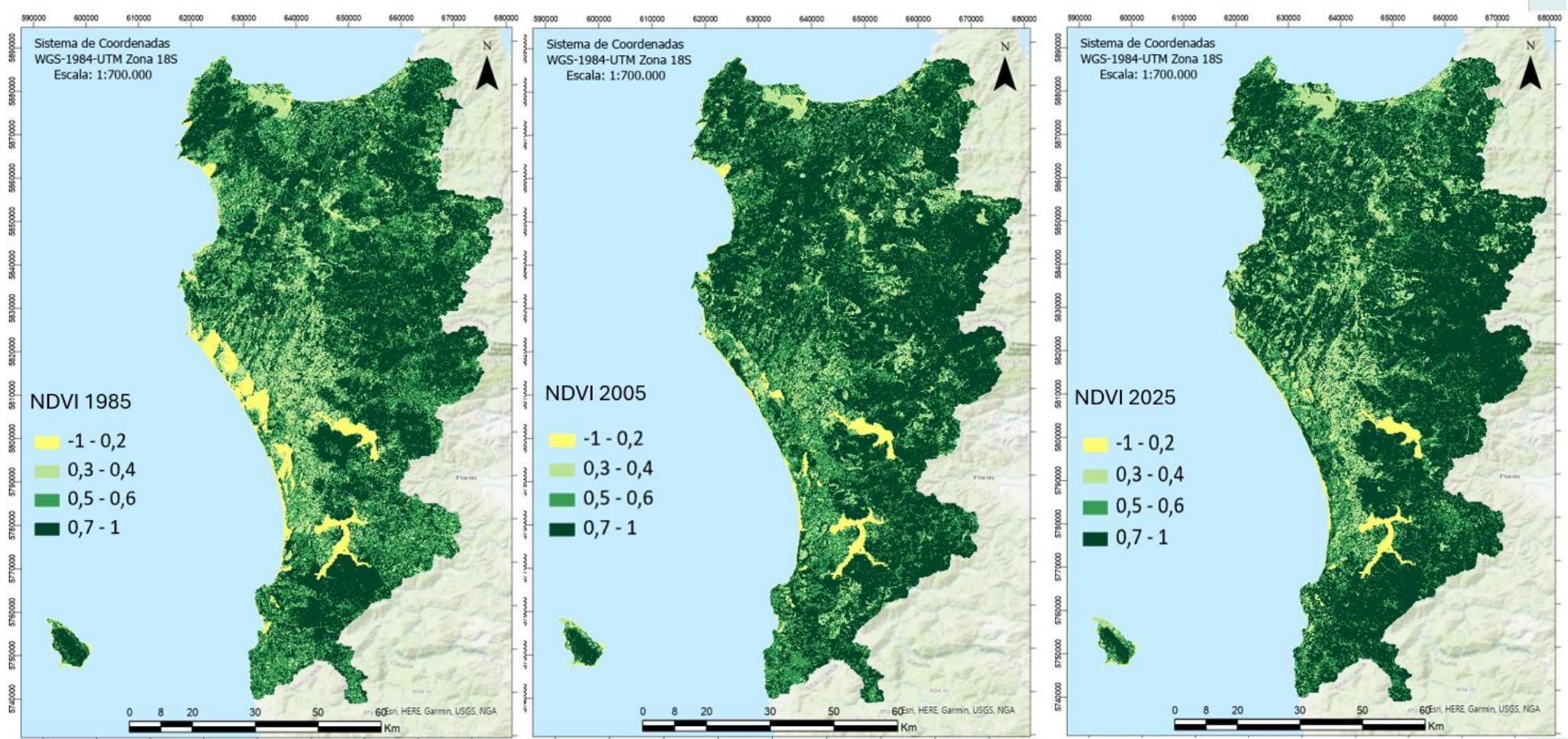
La revisión del NDVI 2005, al igual que la de 1985, mantiene una alta predominancia en el área de la Cordillera de Nahuelbuta . El cambio más notable es la aparición de sectores de formas geométricas definidos con bajo NDVI (amarillo), rodeados por zonas de verde oscuro. Estos parches son la huella espacial del inicio de las actividades silvícolas, identificando las primeras cosechas, que corresponden al 8,2% del área de corta, principalmente de pino, establecidas en las décadas anteriores (19.8 % de superficie total). A partir del año 2005, existe una importante superficie de plantaciones que han alcanzado su madurez y comienzan a hacer cosechadas. Finalmente, estas áreas determinan los valores bajo del NDVI. Esto no necesariamente significa una degradación de la masa boscosa, sino más bien el inicio de una rotación forestal constante.

El NDVI para el año 2025 consolida la dinámica de rotación del periodo anterior. Se mantiene la presencia de sectores con cosecha (4.8%), pero su localización varía respecto a 2005. Áreas que presentaban bajo NDVI en 2005 ahora muestran valores moderados a altos, indicando una consolidación de un nuevo ciclo de establecimiento forestal.

Finalmente, la evaluación del NDVI (1985-2025) presenta dos aspectos que sintetizan el dinamismo del paisaje en la provincia de Arauco.

La cuantificación del verdor de la vegetación en promedio ha aumentado. El análisis espacial 2005 y 2025 demuestra que el paisaje ha pasado de una matriz nativa continua (1985) a un mosaico forestal-industrial dinámico. La estructura del paisaje ya no es estática, sino que está definida por la rotación constante de la cosecha y su crecimiento, generando una fragmentación temporal y espacial que no existía en 1985. La sustitución de coberturas de NDVI estacionalmente bajos, como las zonas de praderas, que cayeron de 14,9% a 7%, por plantaciones forestales de rápido crecimiento y alta densidad. Han resultado en una expansión neta de la categoría de NDVI más alta (0,7-1,0).

Figura 12. NDVI para los años 1985, 2005 Y 2025

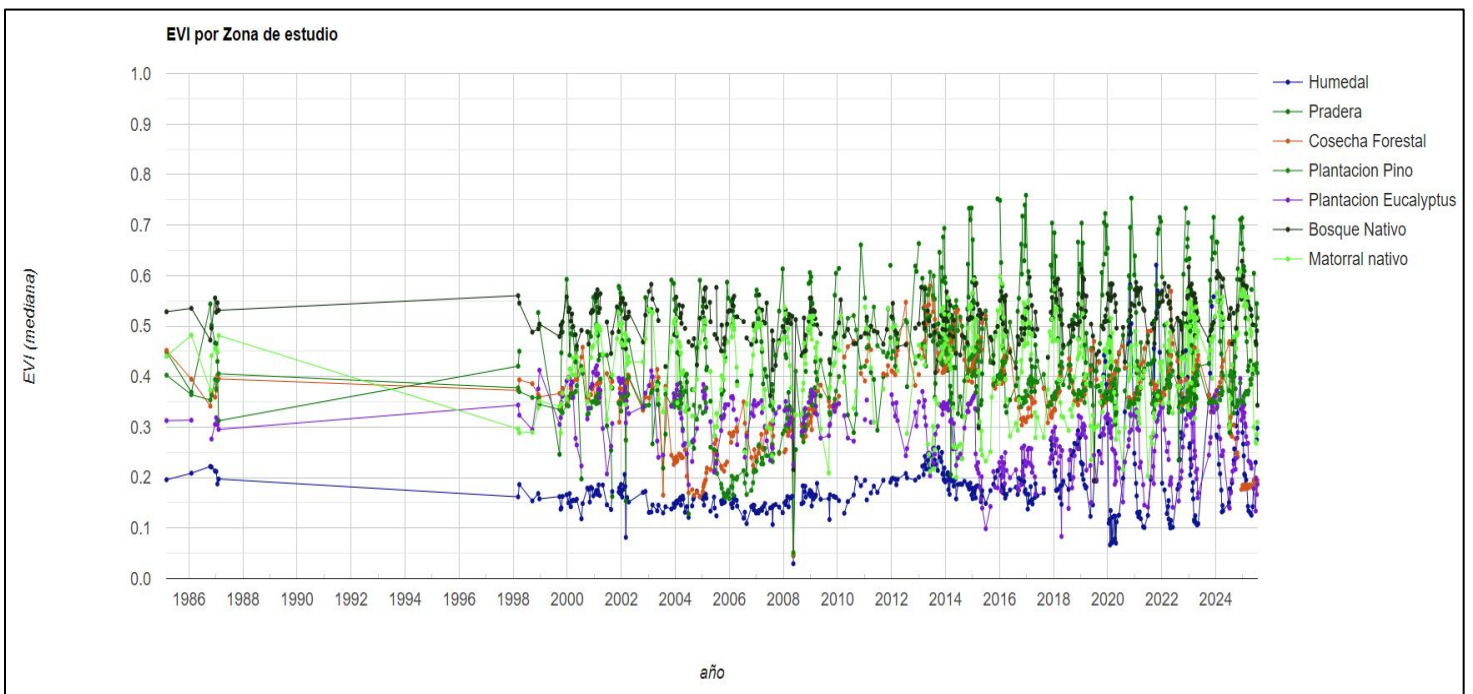


Fuente: Elaboración Propia

5.5 Análisis Fenológico mediante Series Temporales de EVI (1985-2025)

El análisis de las series temporales del EVI para los siete puntos de muestreo, Figura 13, permite caracterizar la firma fenológica distintiva de cada cobertura y validar las dinámicas de cambio observadas en la clasificación supervisada. Los perfiles fenológicos resultantes revelan patrones claros de estabilidad, estacionalidad y disrupción antrópica.

Figura 13. Perfiles fenológicos comparativos del EVI, por tipo de coberturas (1986-2025).



Fuente: Elaboración Propia.

Otro aspecto relevante es la disponibilidad de datos, la figura 13, muestra la densidad de puntos que aumenta notoriamente después del año 2000, y nuevamente después de 2013. Esto corresponde al lanzamiento de los satélites Landsat 7 y Landsat 8, que mejoraron la frecuencia y calidad de las observaciones satelitales disponibles. Una limitación relevante en el presente estudio es la existencia de un vacío de información espectral entre los años

1987 y 1998 en la serie temporal del EVI. Durante este periodo, la baja disponibilidad de imágenes satelitales con calidad radiométrica suficiente, posiblemente debido a una alta recurrencia de nubosidad o limitaciones en el archivo histórico del sensor, obligó a la aplicación de un método de interpolación lineal (rellenado). Es importante señalar que, aunque esta técnica permite mantener la continuidad visual del gráfico, no captura la variabilidad interanual ni los ciclos fenológicos estacionales de la plantación durante esa década. Por consiguiente, los valores de EVI en este intervalo deben ser interpretados como estimaciones teóricas y no como mediciones directas de la densidad vegetativa.

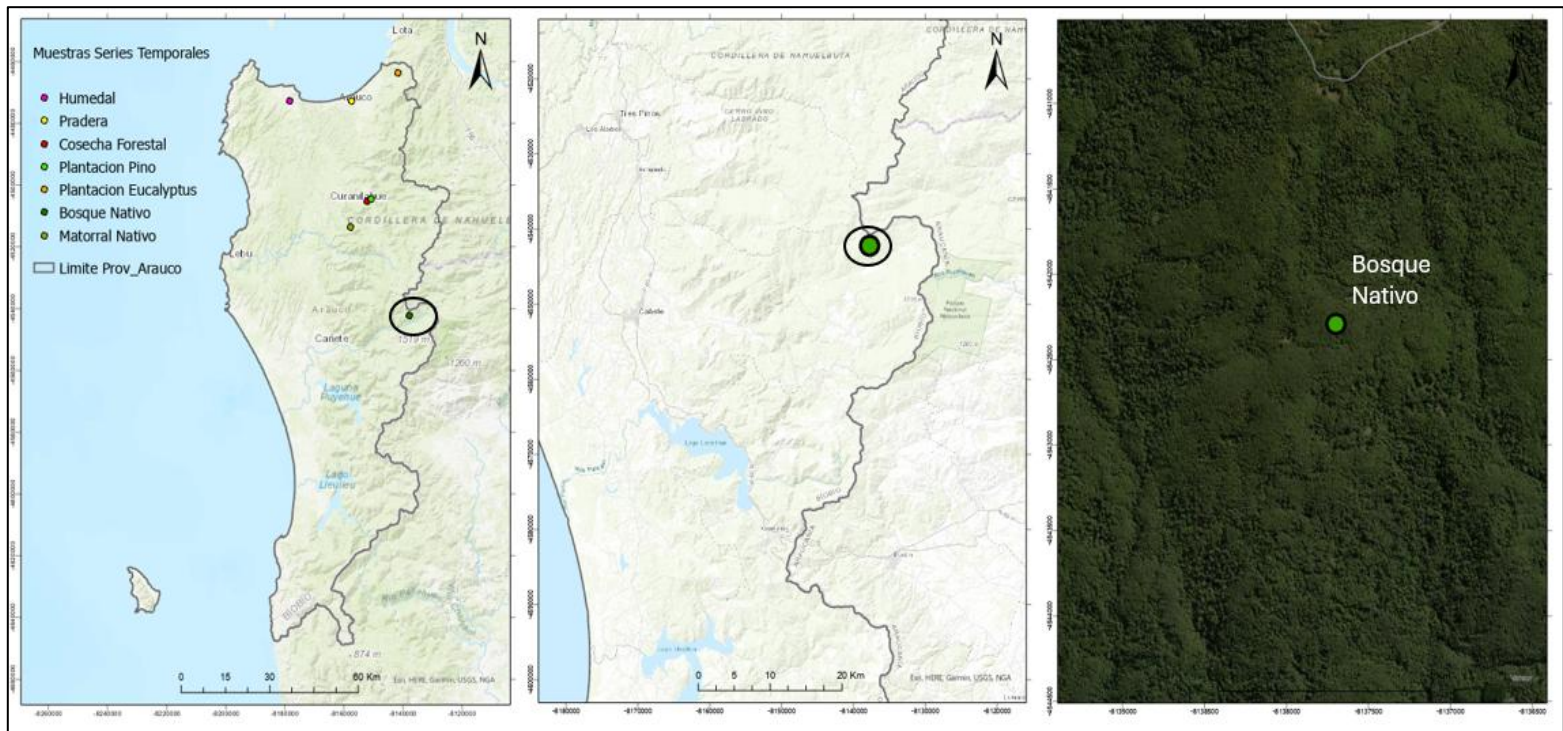
5.5.1 Análisis Fenológico de Coberturas para el Bosque Nativo (BN)

El análisis del Bosque Nativo (BN) es fundamental, ya que representa el ecosistema de referencia y actúa como un amortiguador ecológico y estabilizador hídrico en la Provincia. Actualmente, el mantenimiento de su superficie, que alcanza alrededor del 21% del territorio, indicando una efectividad de protección y la gestión de áreas de alto valor de conservación (AVC), de parte de empresas forestales y del estado. A pesar de la estabilidad del área, existe una presión antrópica circundante menor, esto implica que el BN se proyecte hacia una etapa de fragmentación y aislamiento. Este aislamiento compromete la conectividad ecológica, afectando procesos biológicos esenciales como la dispersión de semillas, el flujo genético y la movilidad de la fauna.

Con respecto al análisis temporal, la Figura 15, muestra que la mayor parte los valores de EVI fluctúan en un rango entre 0,51-0,65. Esto es consistente con una cubierta forestal madura, saludable, con alto dosel y con gran actividad fotosintética. Es importante mencionar que la serie de tiempo no exhibe una tendencia general de aumento o disminución a largo plazo. Esto sugiere que la estructura del bosque se ha mantenido, sin

sufrir procesos de deforestación masiva ni de degradación generalizada en el punto de muestreo (Figura 14).

Figura 14. Ubicación geográfica para la serie temporal del Bosque Nativo.



Fuente: Elaboración Propia

El perfil fenológico del Bosque Nativo, presentado en Figura 15, se caracteriza por ser el más estable de todas las coberturas analizadas. La ausencia de caídas drásticas hacia niveles de suelo desnudo confirma su naturaleza es siempreverde. La serie no muestra una tendencia general de degradación a largo plazo, sugiriendo que la estructura del bosque se ha mantenido resiliente en el punto de muestreo. Es necesario destacar el periodo 1987-1998, donde la serie presenta un relleno lineal debido a la baja disponibilidad de imágenes, lo que impide evaluar la respuesta fenológica en esa década específica.

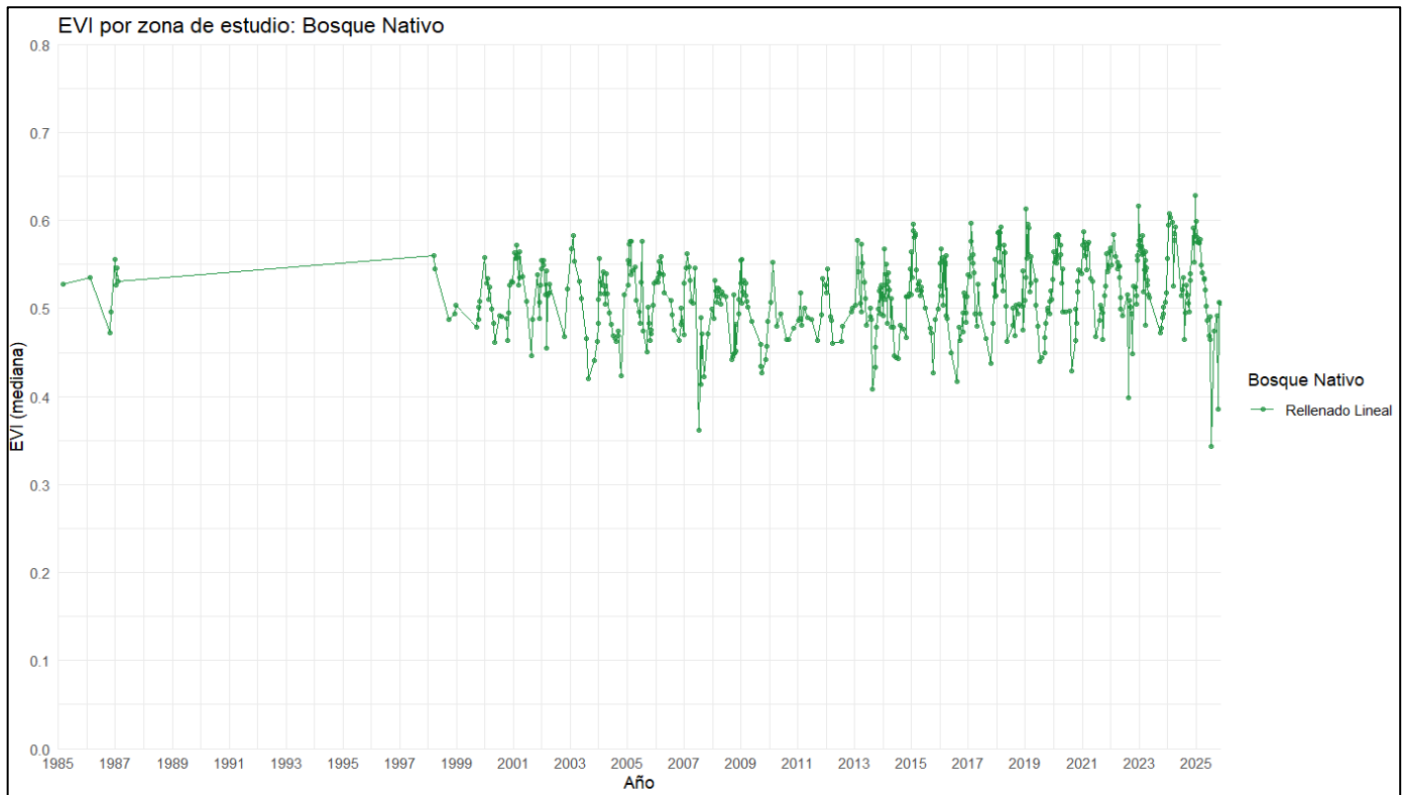
A pesar de su estabilidad, el perfil no es lineal y presenta oscilaciones estacionales mínimas: máximos en primavera-verano y descensos moderados en otoño-invierno. Sin embargo, se

identifican anomalías negativas (caídas puntuales) que coinciden con el registro meteorológico (Anexo 2).

Se identifican caídas puntuales del EVI, principalmente en los años 2007, 2022 y 2025. Estas caídas no corresponderían a la fenología normal, sino a perturbaciones específicas que pueden estar asociadas a la detección de claros en el dosel (Baumann *et al.*, 2014).

La característica más significativa de estas anomalías es la rápida recuperación del EVI en las mediciones siguientes. El bosque retoma su línea base. Este patrón muestra una alta resiliencia del ecosistema, es decir, su capacidad para absorber perturbaciones a corto plazo y retornar a su estado de equilibrio. Esto es consistente con lo mencionado por Gutierrez *et al.* (2017) para bosques similares de Coihue-Rauli-Tepa, quienes relacionan valores bajos de EVI con la presencia de claros, a menudo cubiertos temporalmente por especies de rápido repoblamiento como *Chusquea spp.*, antes de que el dosel principal se recupere.

Figura 15. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Bosque Nativo (1985-2025).



Fuente: Elaboración Propia

5.5.2 Análisis Fenológico de Coberturas para Humedales.

Los humedales son ecosistemas complejos, definidos como puntos sobresalientes para la biodiversidad y altamente vulnerables a las dinámicas hidrológicas y presiones antrópicas (Costanza *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2020).

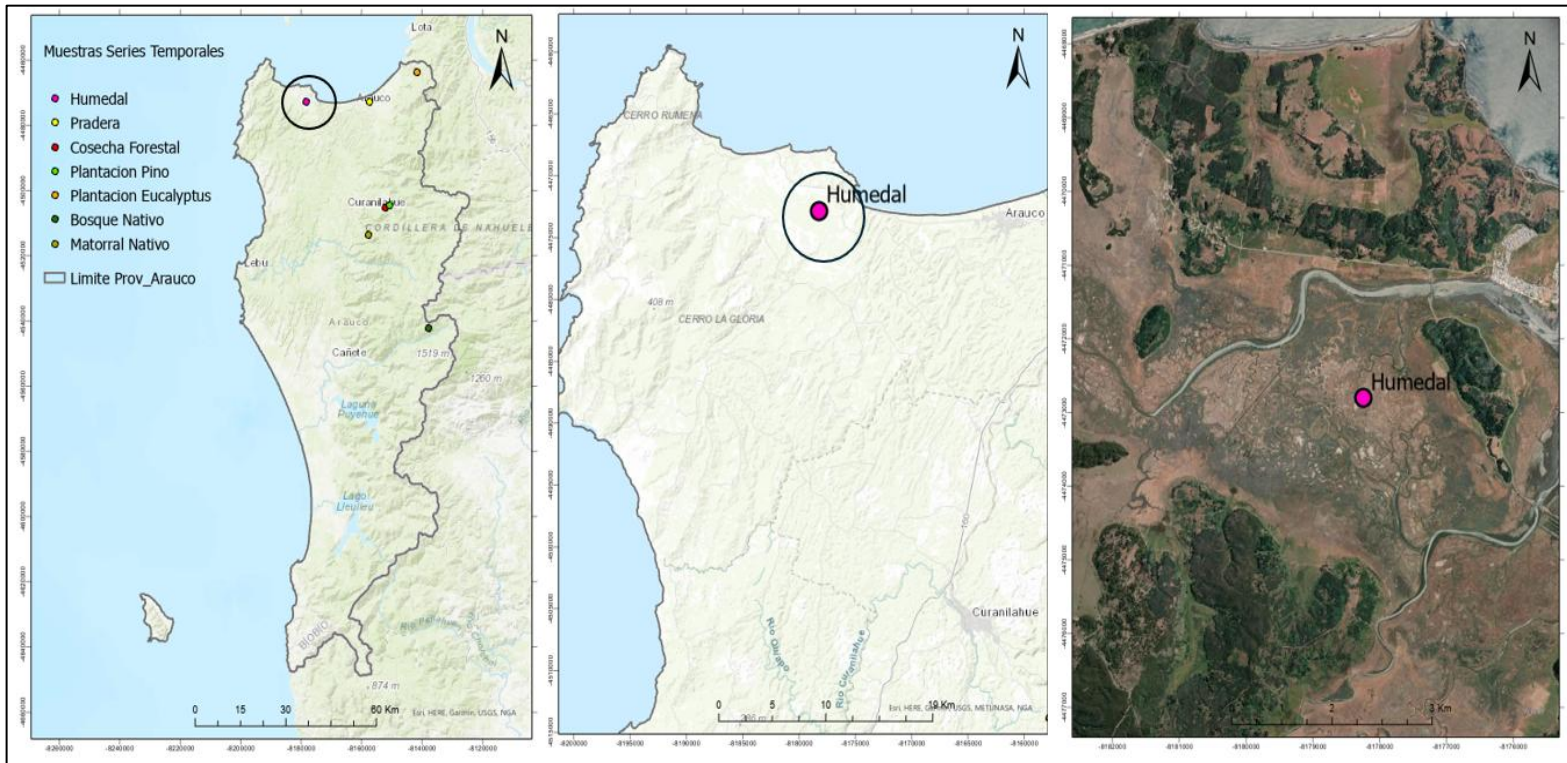
El análisis fenológico consideró el estudio en el Humedal Tubul, ubicado a 17 km al oeste de la ciudad de Arauco (Figura 16). Muestra variaciones importantes en los valores de EVI a lo largo del período de estudio, con repuntes recientes que coinciden temporalmente con un aumento de las precipitaciones registradas en los años finales de la serie. Esta correspondencia temporal sugiere una asociación consistente entre la disponibilidad hídrica

y la densidad de la vegetación hidrófita, lo que refuerza la alta sensibilidad de estos ecosistemas a las fluctuaciones climáticas.

No obstante, es importante precisar que el presente estudio no establece correlaciones estadísticas explícitas entre las variables climáticas y los índices de vegetación, por lo que las relaciones observadas deben interpretarse a un nivel descriptivo y exploratorio. Aun así, la coincidencia temporal entre los registros pluviométricos y la respuesta fenológica observada aporta gran relevancia para orientar futuros estudios integrados sobre dinámica hidrológica y cobertura vegetal. Así, se identifican tres fases de respuesta a los resultados:

1985–2000: El registro pluviométrico de la estación meteorológica Carampangue (Anexo 3), muestra valores que superan los 1.500 mm anuales (1992, 1997). Durante este periodo, la mediana del EVI se mantuvo estable y baja, oscilando en torno a 0,20. Esta estabilidad con valores bajos es indicativa de sistemas de cuerpos de agua permanentes. En teledetección, la lámina de agua abierta absorbe la radiación y genera valores de EVI bajos. La constancia de las lluvias permite mantener niveles freáticos altos, impidiendo la invasión masiva de vegetación terrestre o emergente en el espejo de agua (Ozesmi y Bauer, 2002). La vegetación presente, probablemente perenne y adaptada al ambiente acuático, mantiene una actividad fotosintética limitada y sin grandes oscilaciones estacionales.

Figura 16. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de Humedal.

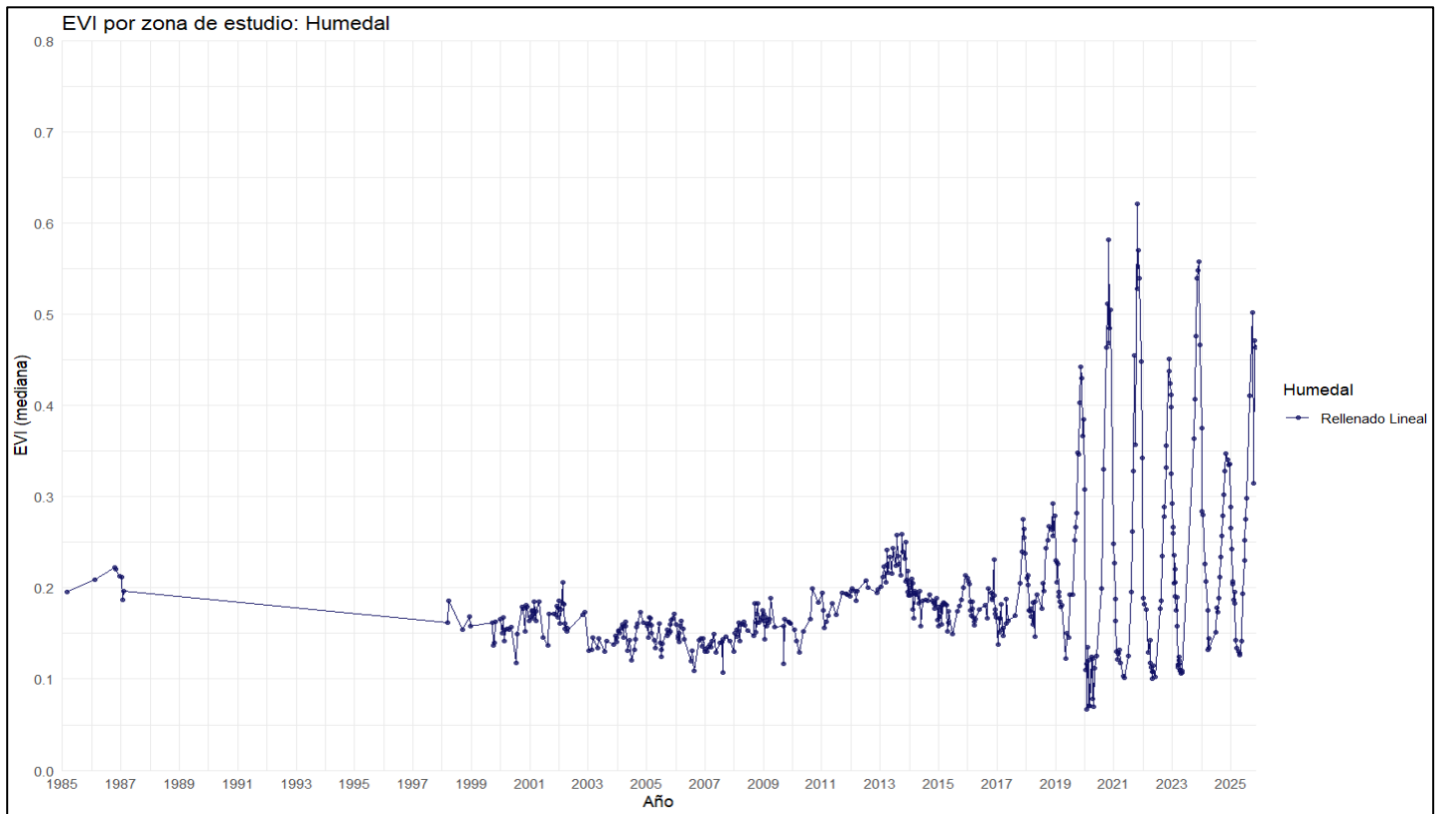


Fuente: Elaboración Propia

2010–2019: El inicio de este periodo está marcada por el terremoto del 27 de febrero de 2010, cuyo impacto fue más determinante que el factor climático inicial. El sismo provocó un alzamiento tectónico de 1,6 m en el nivel del humedal, sumado a un tsunami que depositó grandes cantidades de arena sobre las llanuras adyacentes. Martínez *et al.* (2012)

Además, existe una disminución en la precipitación invernal. Los registros de lluvia no superan los 300-350 mm, presentando un déficit hídrico sostenido en comparación con las décadas anteriores. El humedal respondió con una pérdida de capacidad fotosintética y fluctuaciones menores, manteniendo valores cercanos a 0,10 - 0,15 (Figura 17). La falta de recarga hídrica limitó la productividad biológica del humedal. Los valores mínimos sugieren periodos de sequía parcial o estrés severo de la vegetación hidrófita remanente.

Figura 17. Perfil temporal del EVI para cobertura de Humedales (1985-2025).



Fuente: Elaboración Propia.

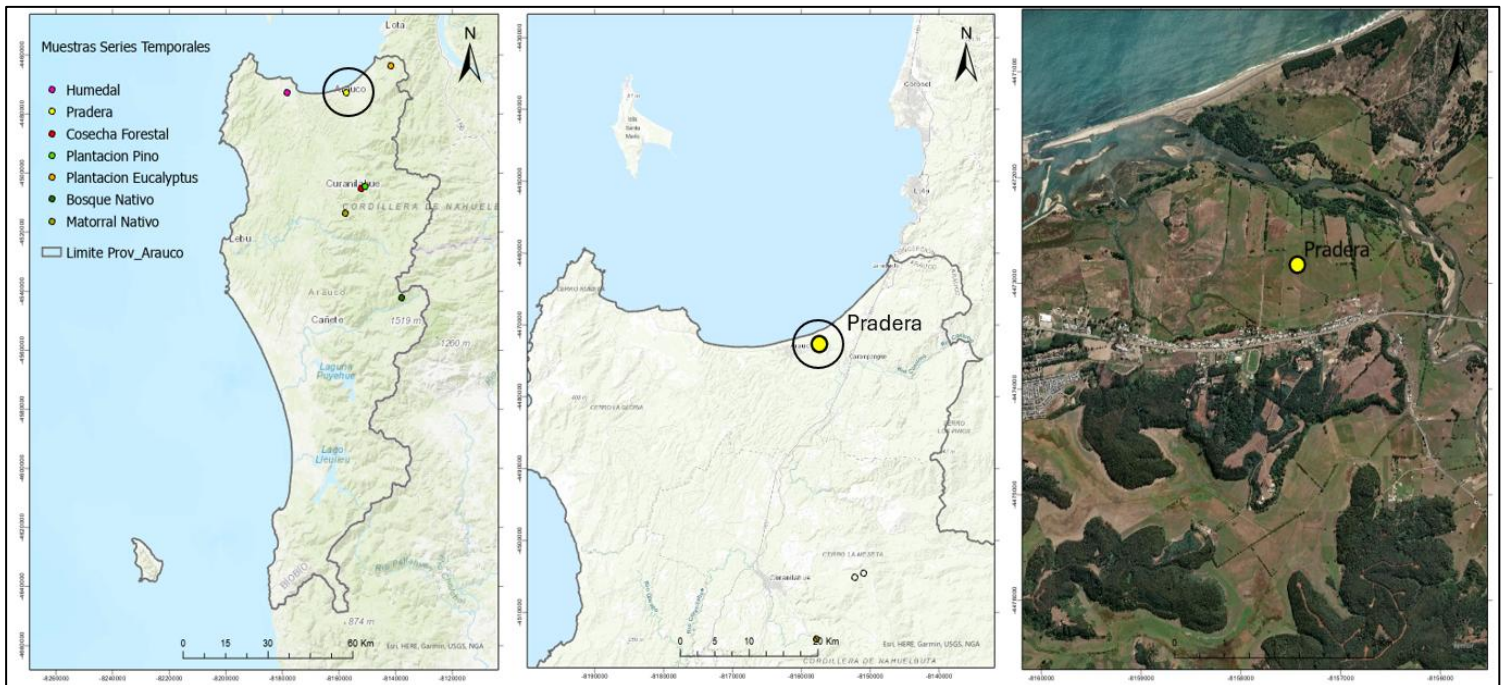
2020-2025: Los registros meteorológicos (Anexo 4), indican un aumento en las precipitaciones hacia el final del periodo de estudio. El EVI registró valores que superaron el 0,60 entre 2020 y 2023. Este cambio sugiere una transformación funcional, con el aumento de las lluvias asumiendo un crecimiento de la vegetación macrófita. El humedal dejó de ser un espejo de agua estático, para convertirse en un ecosistema dinámico con alta productividad vegetal, en respuesta a la disponibilidad de agua. Finalmente, la integración de esta métrica geoespacial permite a organismos estatales y mesas técnicas trascender hacia una gestión predictiva. Al vincular el factor fotosintético con la estabilidad edáfica, esto garantiza que las estrategias de restauración biológica no solo recuperen servicios ecosistémicos, sino que actúen como una infraestructura resiliente, capaz de

amortiguar los impactos del cambio climático y asegurar la integridad de los ecosistemas acuáticos.

5.5.3 Análisis Fenológico de Coberturas para Praderas.

Las praderas es el ecosistema que presenta el mayor dinamismo fenológico y funciona como un indicador sensible a las condiciones climáticas y de manejo a corto plazo (Rigge *et al.*, 2013). La interacción entre el perfil de EVI de las Praderas y la información pluviométrica es fundamental, ya que las praderas son un ecosistema altamente dependiente de la precipitación directa y con raíces superficiales. A diferencia de las plantaciones forestales o el Bosque Nativo, las praderas carecen de la capacidad para amortiguar el déficit hídrico a largo plazo, haciendo que EVI sea un termómetro directo del clima.

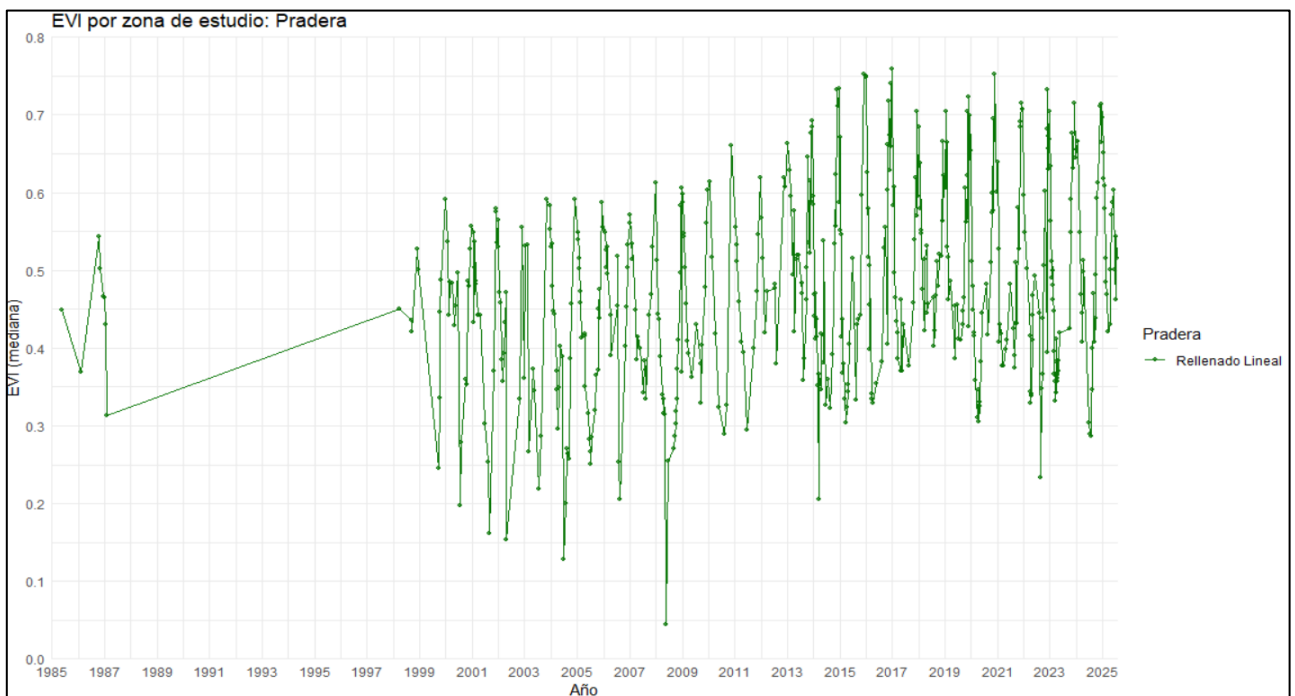
Figura 18. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de Pradera.



Fuente: Elaboración Propia

El análisis de la Figura 19 muestra una extrema estacionalidad y alta variabilidad interanual. El perfil está dominado por oscilaciones de alta frecuencia, que reflejan la naturaleza de un ecosistema herbáceo en un clima mediterráneo. Su firma espectral, a diferencia de los ciclos de un bosque, refleja cambios en periodo más cortos a nivel semanal y mensual.

Figura 19. Perfil temporal del EVI para coberturas de Praderas (1985-2025).



Fuente: Elaboración Propia.

El ciclo de vida de las praderas está intrínsecamente ligado al régimen hídrico. Se observan valores pronunciados de EVI, superiores a 0,7, durante la estación húmeda (invierno-primavera), cuando la biomasa verde responde inmediatamente a las precipitaciones. Inversamente, se registran caídas dramáticas del EVI, a menudo por debajo de 0,3. Especialmente durante los veranos secos, cuando las praderas entran en senescencia o latencia.

El EVI es sensible al manejo agropecuario. Prácticas como el pastoreo intensivo o la cosecha de forraje provocan caídas abruptas en la biomasa verde, seguidas de una rápida recuperación, lo que contribuye a la alta frecuencia de las oscilaciones (Pradeep *et al.*, 2024).

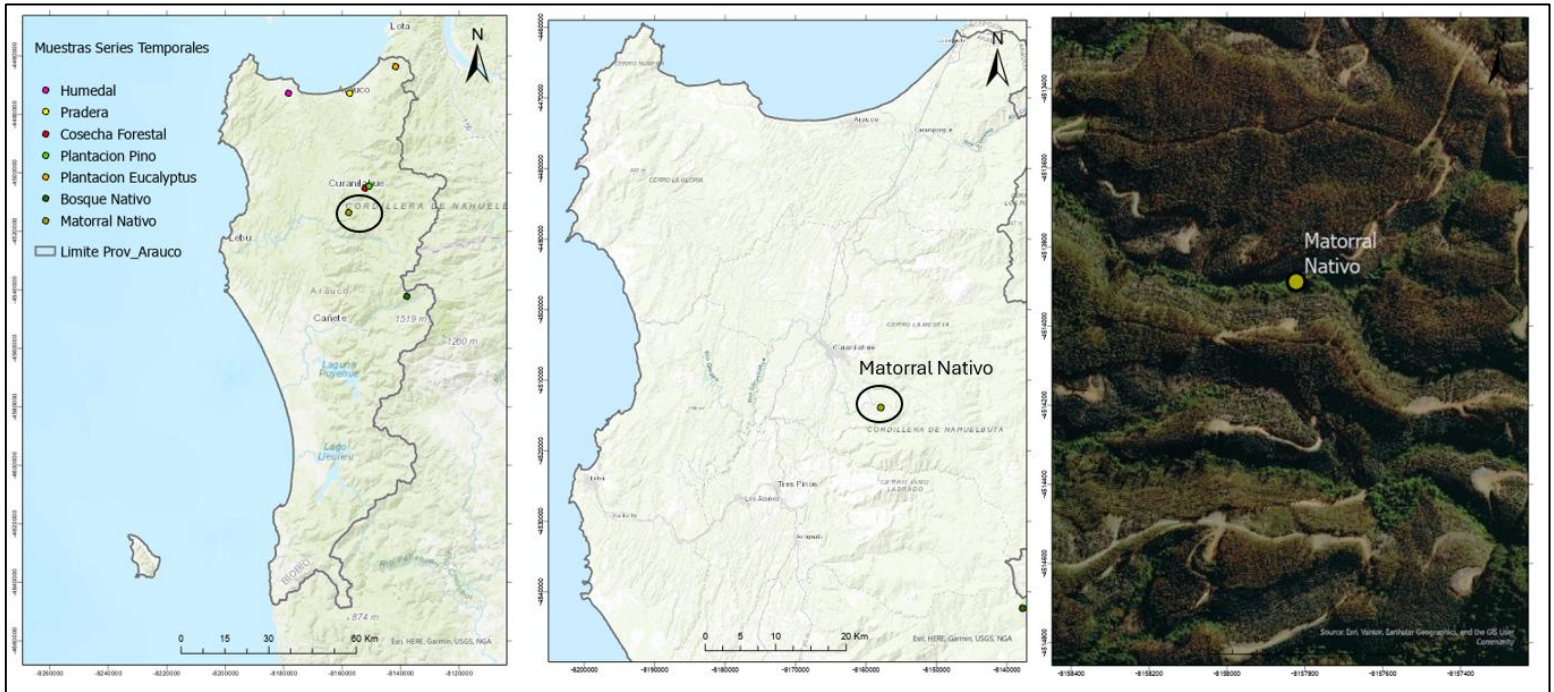
Más allá de la alta variabilidad, la serie temporal sugiere una tendencia general al alza en la productividad máxima del ecosistema. Mientras que en el periodo 1985-1997 los valores EVI se mantenían entre 0,3 y 0,5, a partir de la del 2010 los valores máximos estacionales alcanzan rangos entre 0,6 y 0,75.

5.5.4 Análisis Fenológico de Coberturas para el Matorral Nativo.

La cobertura constituye un elemento crucial en la dinámica de la Provincia de Arauco, funcionando como un indicador de transición y perturbación en el paisaje. Su comportamiento estructural y funcional a lo largo del periodo 1985-2025 refleja directamente la intensidad de la presión antrópica y la sucesión ecológica. Presenta la dinámica más volátil entre las coberturas naturales, confirmando su rol como estado temporal del paisaje (Figura 20).

Periodo 1985-2005: Se experimentó el cambio más significativo, triplicando su superficie de 5,5% a 15,8% en 2005. Esta expansión se explica por dos fenómenos socio-territoriales, como el abandono de usos agrícolas tradicionales y el cese de actividades ganaderas de baja intensidad, liberando vastas extensiones de praderas y suelos sin intervención. Estos terrenos fueron colonizados por especies arbustivas, conformando una fase de sucesión secundaria. Es probable que parte de este aumento provenga de la degradación o la fuerte intervención del Bosque Nativo. Al perder la estructura de dosel, el ecosistema transita hacia una cobertura dominada por especies arbustivas más resistentes.

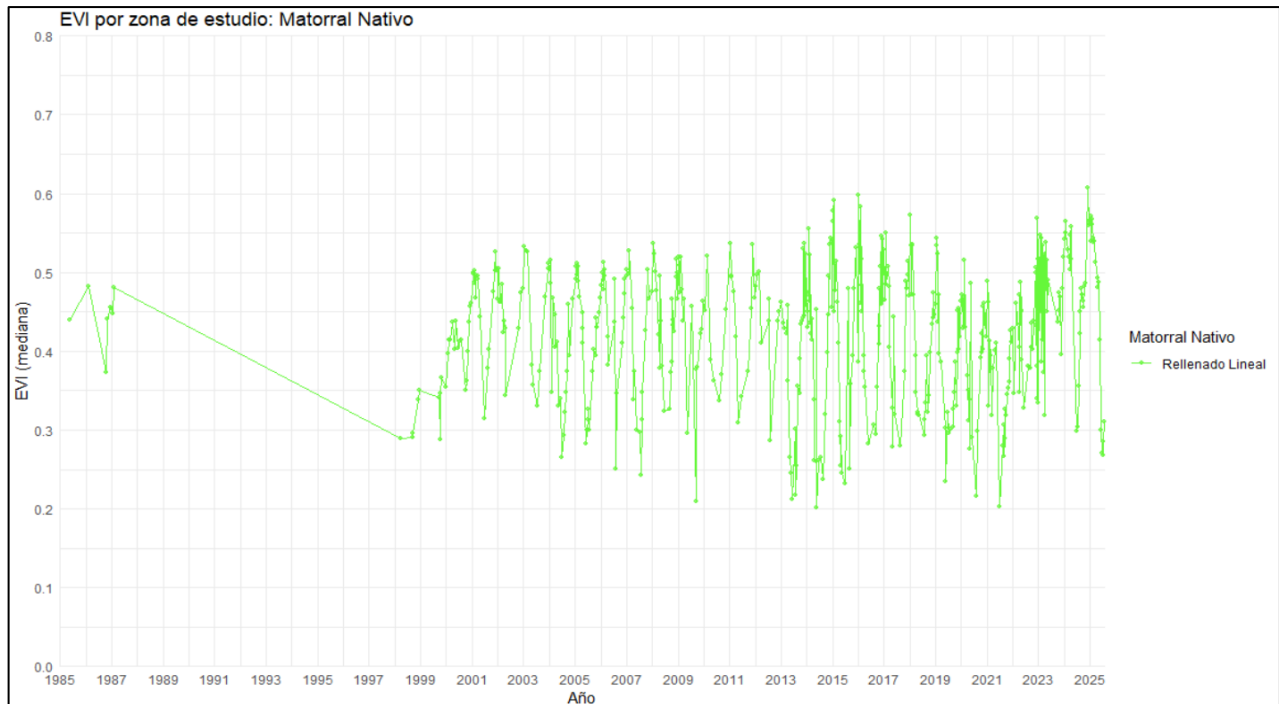
Figura 20. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de Matorral Nativo.



Fuente: Elaboración Propia.

Periodo 2005-2025. La cobertura se redujo drásticamente al 8,1% en 2025. Este patrón muestra un crecimiento inicial seguido de una disminución abrupta, asociada a procesos de reconversión del uso de suelo. El perfil temporal del EVI proporciona información sobre su fisiología y respuesta a las condiciones climáticas (Figura 21).

Figura 21. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Matorral Nativo (1985-2025).



Fuente: Elaboración Propia

La serie temporal presenta una marcada oscilación estacional y una alta variabilidad de frecuencia a partir de 1998. Los valores de EVI fluctúan consistentemente entre 0,2-0,3 en los periodos secos y alcanzan valores de 0,5 a 0,6 en las temporadas de máximo crecimiento (invierno-primavera).

Composición Funcional: Esta respuesta estacional es impulsada por el componente herbáceo, que reacciona rápidamente a las precipitaciones, y presenta una rápida senescencia durante el periodo estival, causando las caídas abruptas.

Estabilidad Estructural: La presencia de arbustos leñosos (perennes o semi-decíduos) proporciona una biomasa estructural permanente. Este comportamiento explica la mantención de una línea base de EVI más alta durante todo el año, en torno a 0,2 y 0,3, demostrando ser más resistente a la sequía que las Praderas debido a sus sistemas radiculares más profundos. Su importancia crítica permite indicar que áreas remanentes

(8,1% en 2025) son vitales para la protección del suelo, especialmente en pendientes, mitigando el riesgo de erosión.

Además, actúan como refugio para la fauna y reservorio de semillas, lo que justifica la necesidad de su gestión dentro de las Áreas de Alto Valor de Conservación (AVC). Su rol como precursor de la regeneración natural es clave para cualquier estrategia de restauración de Bosque Nativo.

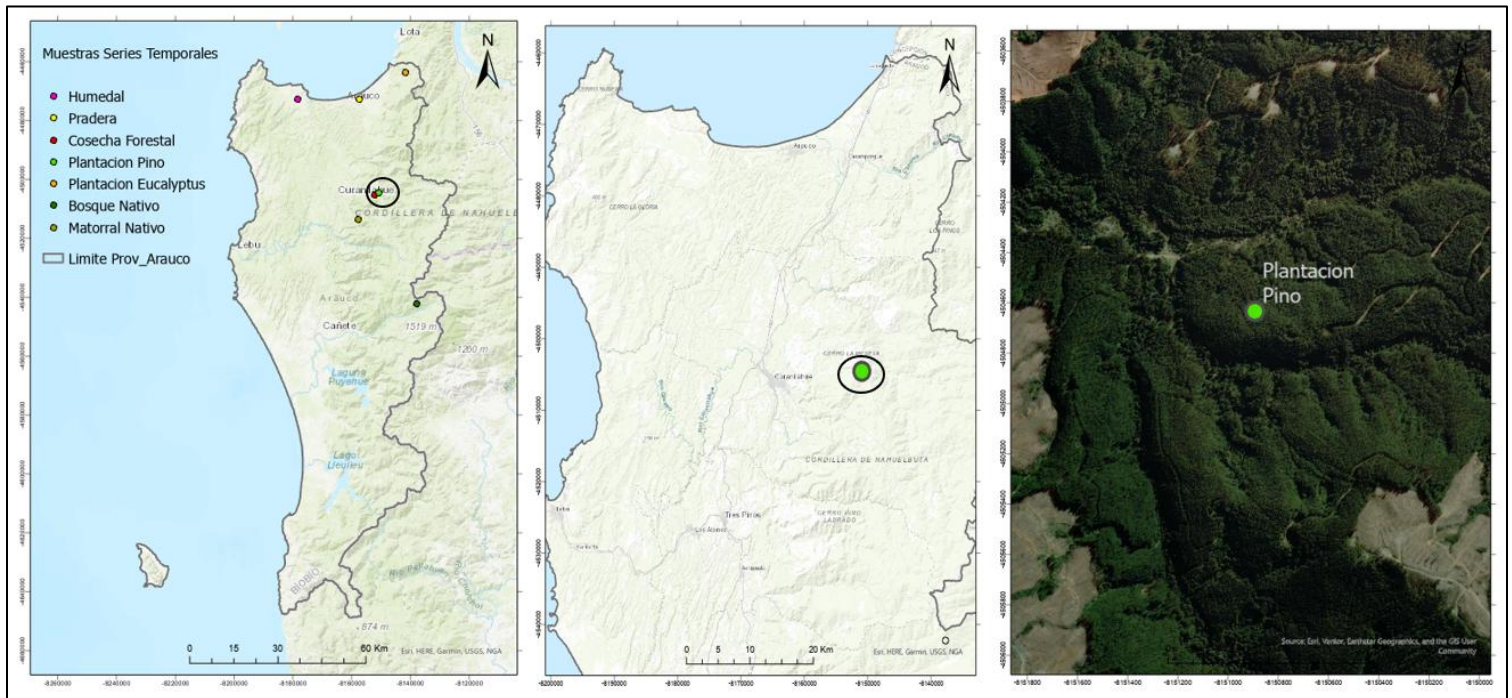
5.5.5 Análisis Fenológico para el Pino radiata

El análisis de la dinámica de las Plantaciones de *Pinus spp.* es esencial para comprender la reconfiguración del paisaje, ya que esta clase actúa como el motor inicial del modelo silvícola. Su comportamiento está dominado por la reorientación estratégica del sector forestal, que transformó la especie dominante de la provincia. Su dinámica no está determinada por factores climáticos o sucesionales, sino por decisiones de manejo y oportunidad de mercado.

El perfil temporal del EVI en Pino revela una funcionalidad intrínseca al manejo silvícola, que es cíclica y de alta productividad (Figura 23). Los valores de EVI se caracterizan por un patrón de crecimiento progresivo que, tras la cosecha, evoluciona desde niveles mínimos hasta alcanzar un EVI máximo cercano a 0,6 durante el cierre del dosel.

A diferencia de otras coberturas, presenta una caída abrupta y vertical del EVI, llegando a valores mínimos cercanos a 0,16. Esto no responde a anomalías climáticas, sino que constituye la etapa de cosecha forestal.

Figura 22. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de plantación de pino



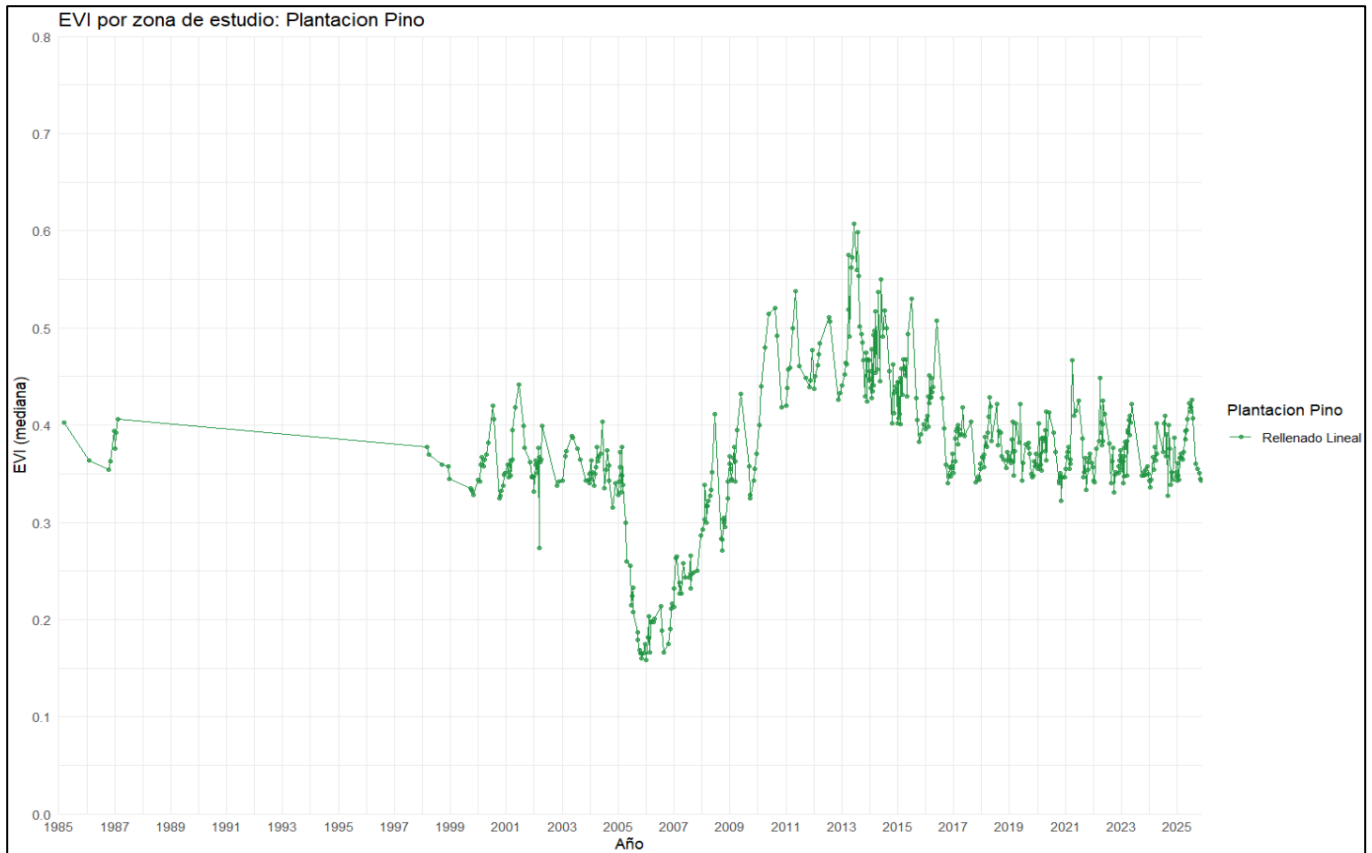
Fuente: Elaboración Propia

Presenta estabilidad fenológica, al igual que el Bosque Nativo, los rodales de pino maduro, especie perenne con follaje permanente, demuestran una alta estabilidad de EVI a lo largo del año. No presentando una fuerte oscilación estacional, característica de las Praderas o Matorrales.

Periodo 1985-2000: Durante casi dos décadas, la plantación exhibe valores de EVI estables, con oscilaciones estacionales moderadas en un rango de 0,3 a 0,4. Este patrón es característico de un bosque maduro, con un dosel cerrado y una tasa de crecimiento neta reducida. Se presentan pequeñas oscilaciones anuales que corresponden a ciclos estacionales normales.

Periodo 2004-2008: El EVI desciende hasta su punto histórico más bajo, 0,16 en 2006. Esta caída representa la eliminación total de la biomasa aérea, donde el sensor satelital deja de captar vegetación para analizar la respuesta del suelo desnudo y los residuos de cosecha.

Figura 23. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Pino (1985-2025).



Fuente: Elaboración Propia.

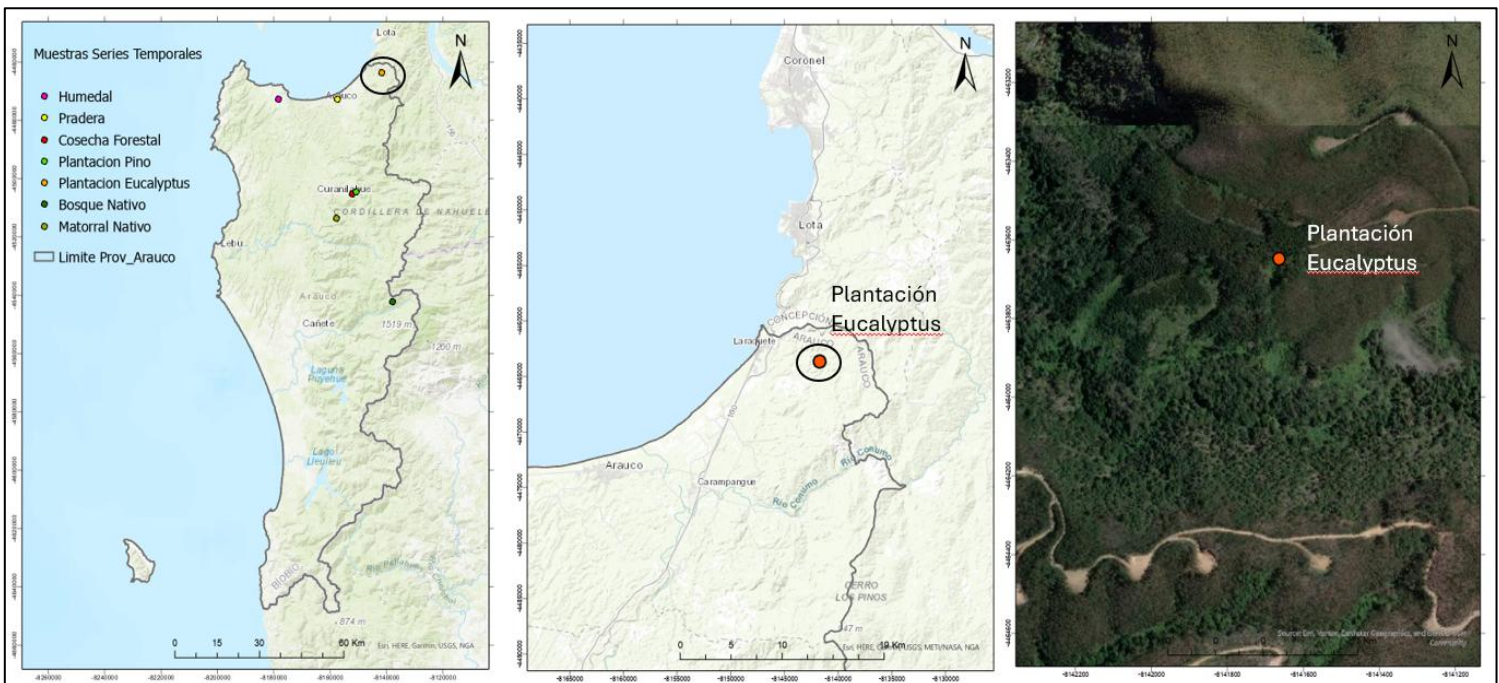
Periodo 2007-2014: Se presenta una recuperación muy rápida y con una pendiente muy inclinada. Se observa un crecimiento acelerado de la nueva plantación. A medida que las copas de los árboles se desarrollan y cubren el suelo, el EVI aumenta año tras año. Alrededor del 2014, el valor es superior a 0,61, representando el momento de máximo de crecimiento de la nueva plantación.

Periodo 2015-2025: El EVI se estabiliza en un rango superior al del ciclo anterior (0,35–0,45), con oscilaciones interanuales más marcadas. Esta mayor variabilidad puede ser atribuida a manejos silvícolas intermedios, como raleos o a una mayor sensibilidad de la plantación joven a las variaciones climáticas, como eventos de sequía.

5.5.6 Análisis Fenológico de Coberturas para Eucalyptus.

El análisis de la serie temporal muestra un modelo de manejo fundamentalmente diferente a las coberturas del Pino radiata, caracterizado por una mayor intensidad y ciclos de rotación más cortos. El perfil fenológico para las especies del género eucalipto no muestra un ciclo único, sino una sucesión de cambios importantes y con recuperaciones rápidas. (Figura 24).

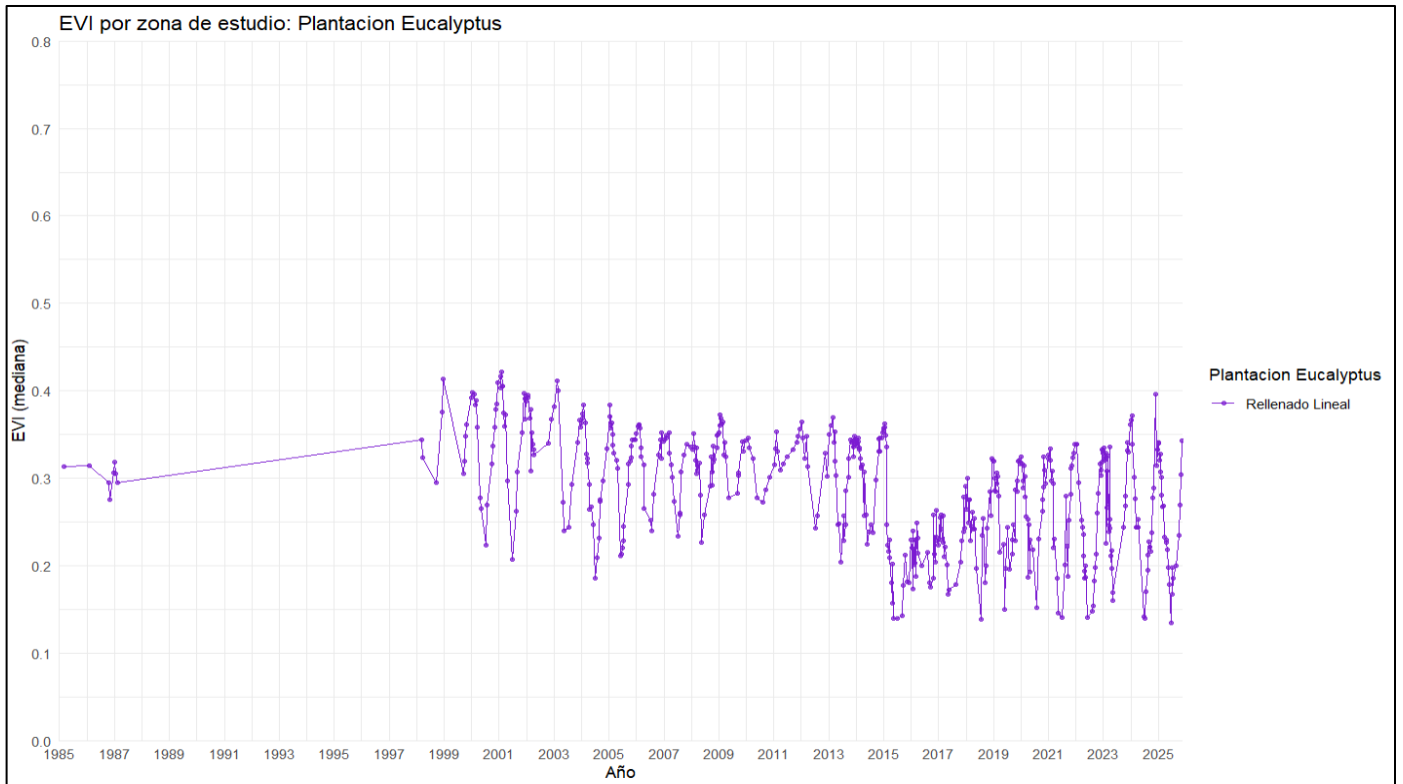
Figura 24. Ubicación geográfica para la serie temporal de plantación de Eucalyptus.



Fuente: Elaboración Propia.

A partir de 1998, la serie presenta una tendencia al alza en los valores de EVI. Con un aumento progresivo desde valores de 0,25 hasta el 0,4. Existe un crecimiento rápido, con una pendiente ascendente y constante por más de una década reflejando cómo la plantación va acumulando biomasa y volviéndose más densa y vigorosa. (Figura 25)

Figura 25. Perfil temporal del EVI para la cobertura de *Eucalyptus* (1985-2025).



Fuente: Elaboración Propia.

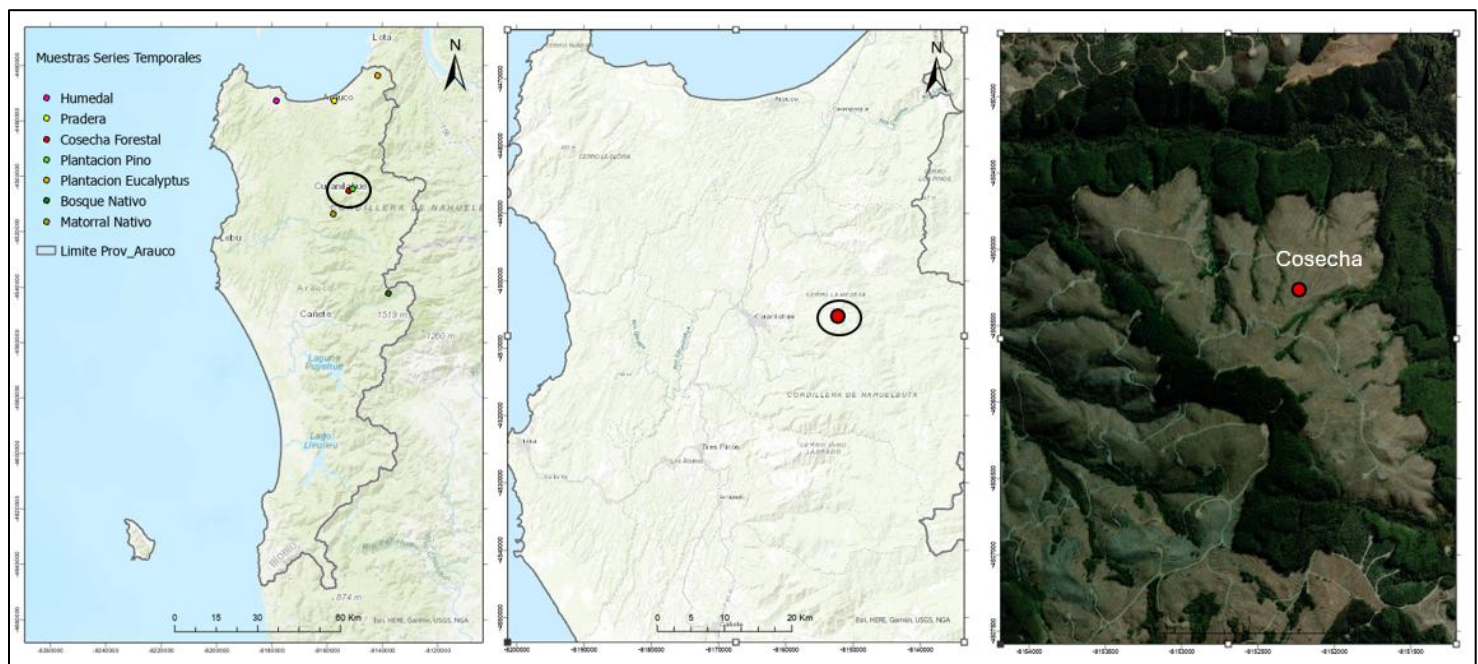
El 2015 se produce una caída importante, donde el EVI pasa de 0,45 a menos de 0,15, pero se recupera casi por completo al año siguiente. Para el 2023 ocurre una perturbación en el EVI, disminuye desde 0,5 hasta 0,18 con una eliminación casi total de la vegetación activa. La recuperación parece ser casi inmediata. Estas caídas abruptas son consistentes con cosechas mecanizadas muy rápidas. Otra característica es su capacidad de rebrotar desde el tocón o base del tronco. Es posible que se esté considerando el manejo del rebrote. Este método permite una recuperación de la cobertura vegetal mucho más rápida que una plantación, lo que explicaría las recuperaciones casi instantáneas que se ven en el gráfico. Para el caso de las plantaciones de pino y eucaliptus, los valores de EVI son los más altos del gráfico, llegando a valores de 0,4 - 0,7. Esto se debe a que son cultivos densos y de

rápido crecimiento. Su característica más notable es su estacionalidad extremadamente marcada y regular. Con valores altos en verano, máximo crecimiento, y con bajas en invierno. Esta oscilación anual es la característica principal de las plantaciones forestales. Como especie perenne, el eucalipto mantiene un EVI alto y constante durante el verano, lo que indica su capacidad para sostener altos niveles de actividad fotosintética incluso durante el periodo de déficit hídrico estival.

5.5.7 Análisis Fenológico de la Cosecha Forestal.

El análisis de la Cosecha Forestal es fundamentalmente distinto al de las demás coberturas, ya que esta clase no representa un ecosistema natural, sino un estado operacional transitorio en un ciclo productivo. Su dinámica no está determinada por el clima o la sucesión ecológica, sino por una intervención antrópica (Figura 26).

Figura 26. Ubicación geográfica para la serie temporal del sector de cosecha forestal.



Fuente: Elaboración Propia

Periodo 1985-2003: Definen casi dos décadas de valores de EVI relativamente estables, fluctuando en un rango de 0,35 a 0,4. Este comportamiento define el estado de madurez de la plantación original antes de ingresar a su primer evento de cosecha documentado en esta serie. (Figura 27)

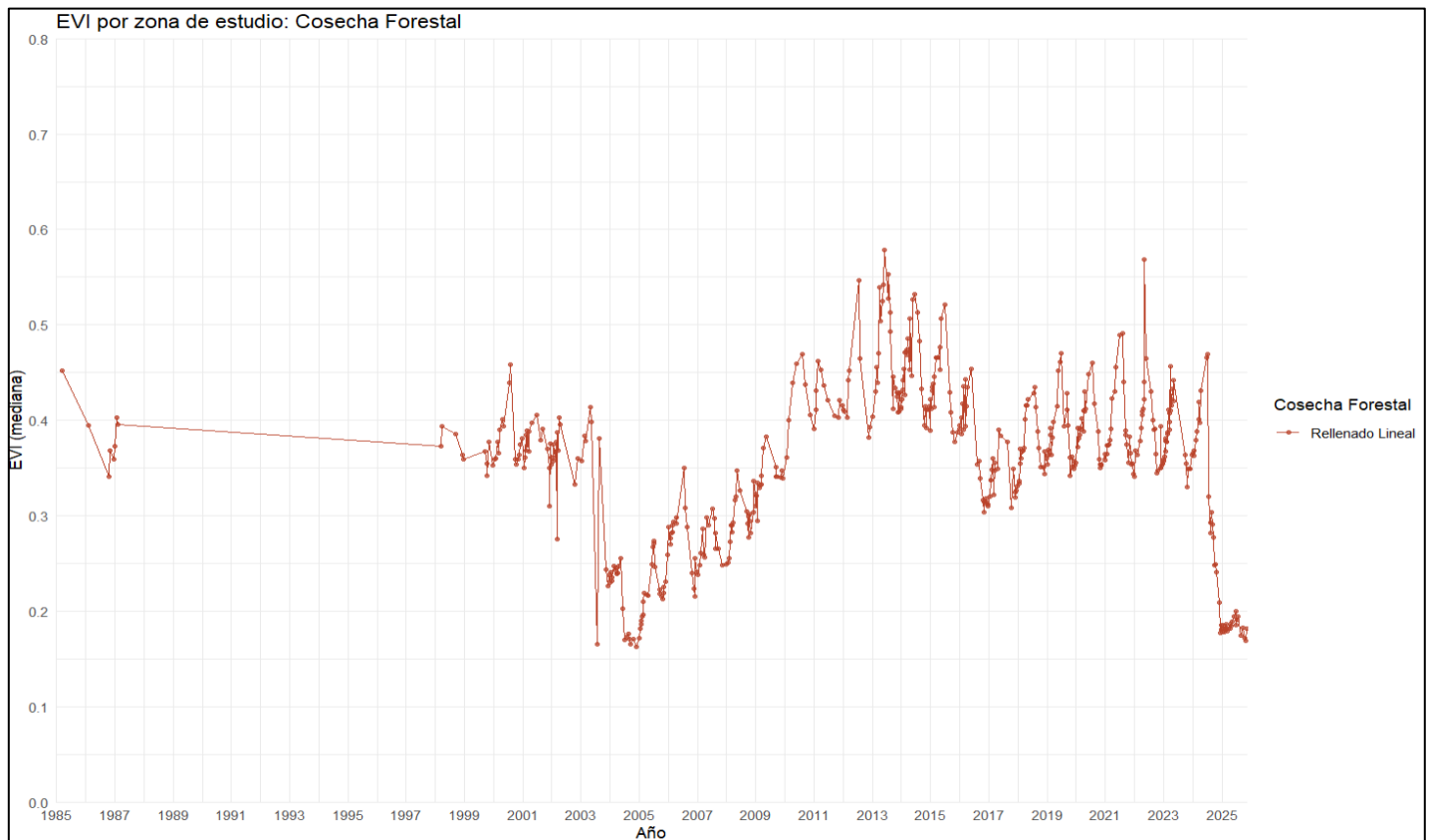
Periodo 2004-2007: Se observa una caída abrupta que alcanza su punto mínimo hacia finales de 2005, con valores de EVI cercanos a 0,17. Esto marca la transición de bosque maduro a suelo desnudo, iniciando el periodo de latencia previo al nuevo establecimiento.

Periodo 2008-2023: A partir de 2008, inicia una fase de recuperación con una pendiente de crecimiento exponencial. La nueva plantación alcanza el máximo en 2014 (0,58). Posterior a este valor, el índice muestra una alta variabilidad interanual, entre 0,35 y 0,5, consistente con manejos de raleo y la estabilización del dosel antes de alcanzar la madurez comercial.

El análisis de esta serie permite cuantificar el periodo de rotación en la zona. El tiempo transcurrido entre los dos eventos de cosecha principales (aprox. 2005 a 2024) define un ciclo de manejo de 19 a 20 años, validando los estándares de producción forestal de la provincia de Arauco para la especie *Pinus spp.*

La capacidad predictiva derivada de este análisis cíclico permite mitigar anticipadamente el riesgo de erosión. Al detectar el inicio de la fase de cosecha, es posible implementar medidas de conservación de suelos antes de que el déficit de cobertura ($EVI < 0,2$) coincida con eventos climáticos extremos. De este modo, la información geoespacial se transforma en un mecanismo de alerta temprana para salvaguardar la estabilidad edáfica y la calidad del recurso hídrico.

Figura 27. Perfil temporal del EVI para la cobertura de Cosecha Forestal (1985-2025).



Fuente: Elaboración Propia.

En términos generales, las coberturas naturales (bosque nativo, humedales), presentan mayor estabilidad temporal en los valores de EVI, mientras que las coberturas antrópicas (plantaciones y cosecha) muestran una alta variabilidad asociada a ciclos productivos.

VI. DISCUSIÓN

El análisis de la dinámica espacio-temporal presenta cambios significativos en el paisaje de la Provincia de Arauco entre 1985 y 2025. La secuencia de imágenes presentada en la Figura 6 ilustra el proceso de sustitución de especies dentro de la matriz productiva, fenómeno cuyo origen se vincula a las políticas públicas al fomento forestal iniciados en la década de 1970 (Heilmayr *et al.*, 2016).

Los hallazgos indican un ajuste en la distribución de las coberturas: el *Eucalyptus spp.* se consolidó con un 31,4% del área en 2025, mientras que el *Pinus spp.* registró un descenso desde el 29,4% al 14,1%. Sugiriendo un ajuste en la estrategia del manejo forestal orientado a optimizar los tiempos de rotación mediante el uso de especies de rápido crecimiento.

El análisis realizado distingue una disminución de las zonas de praderas y el retroceso de humedales, especialmente en sectores litorales. Reflejan una creciente acción antrópica sobre ecosistemas altamente vulnerables. Investigaciones en la región del Biobío han documentado la degradación recurrente de humedales costeros debido a usos agrícolas, ganaderos y de urbanización, con efectos significativos sobre la biodiversidad y las funciones ecosistémicas (Valdovinos *et al.*, 2010; Schlatter *et al.*, 2021). En este contexto, la pérdida del 75% de la superficie de dunas detectada en este estudio, descendiendo del 2,6% al 0,7%, representa uno de los indicadores más relevantes sobre el cambio de la dinámica costera.

Los cambios observados a través de los índices espectrales permiten comprender la magnitud y el carácter de estas transformaciones. La evolución del NDVI entre 1985 y 2025 refleja la influencia directa de los ciclos de corta, rotación y establecimiento de las plantaciones. El aumento de la densidad hacia 2005 coincide con la madurez de plantaciones establecidas en las décadas de 1980 y 1990 (Nahuelhual *et al.*, 2012; Miranda

et al., 2017). La disminución en 2025 es representada en mosaicos de baja reflectancia, es coherente con las cosechas realizadas, zonas afectadas por incendios forestales y procesos de alteración ambiental. Esto indica que valores altos de NDVI en plantaciones no necesariamente representan ecosistemas estables, sino respuestas espectrales propias de coberturas de especies de rápido crecimiento (Healey *et al.*, 2018).

La fenología multiespectral, representada en los perfiles de EVI (Figura 15), complementa y profundiza este análisis. El Bosque Nativo mantiene consistentemente los valores más altos de productividad y una estacionalidad, con una variación marginal de superficie del 23,1% al 21%, confirmando su rol como referencia funcional y zona con alta estabilidad ecológica dentro del paisaje (Lara *et al.*, 2020; Schulz *et al.*, 2017).

Las plantaciones forestales presentan una señal fenológica altamente variable, marcada por oscilaciones asociadas a raleos, cosechas y manejos intensivos (Donoso *et al.*, 2016; White *et al.*, 2017).

Los humedales exhiben los valores de EVI más bajos, pero con alta estabilidad temporal, acorde a ecosistemas hidrófilos que dependen fuertemente de variaciones hidrológicas. Sus oscilaciones posteriores a 2010 podrían estar asociadas a drenaje, pérdida de superficie y sustitución por zonas agrícolas (Schlatter *et al.*, 2021).

Las praderas muestran un descenso progresivo en su superficie, reduciéndose a menos de la mitad, de 14,9% a 7,3%, posiblemente vinculado a intensificación agrícola y cambios climáticos.

El matorral nativo presenta una mayor variabilidad estacional, característica de formaciones vegetales expuestas a incendios, sequías y presiones antrópicas.

6.1 Relevancia de los resultados en la Planificación Territorial.

El análisis desarrollado muestra una reconfiguración estructural del paisaje en la provincia de Arauco, caracterizada por la sustitución progresiva de coberturas heterogéneas, como praderas, matorrales y dunas. Esta tendencia, identificada espacial y temporalmente a través de la clasificación supervisada y el análisis de NDVI, coincide con los patrones descritos en estudios previos (Uribe *et al.*, 2020; Jaque *et al.*, 2022), pero incorpora una dimensión adicional al identificar trayectorias de cambio y dinámicas funcional de las coberturas vegetacionales.

A diferencia de los productos de cobertura estática, los resultados del presente estudio permiten distinguir áreas con ciclos recurrentes de cosecha y regeneración, indicado por las oscilaciones en los valores de EVI. Este comportamiento fenológico resulta particularmente relevante, ya que identifica sectores donde la cobertura vegetal experimenta fases periódicas de bajo crecimiento y expansión, asociadas a una mayor vulnerabilidad frente a procesos de erosión, escorrentía superficial y disminución de protección al suelo.

6.2 Implicancias para la Gestión Forestal y Territorial

Los perfiles fenológicos derivados del índice EVI muestran contrastes marcados entre ecosistemas naturales y sistemas productivos. Mientras el Bosque Nativo presenta una señal estable, con oscilaciones estacionales acotadas, las plantaciones forestales exhiben una dinámica altamente dependiente del manejo silvícola, con caídas importantes asociadas a eventos de cosecha.

Estos resultados permiten pasar de una descripción genérica del avance forestal hacia una lectura operativa del territorio, donde es posible anticipar períodos asociados a la pérdida temporal de coberturas. En este contexto, los hallazgos del estudio entregan los elementos técnicos para distintos actores zonales como: empresas forestales, gobiernos locales, servicios públicos y comunidades. Pudiendo incorporar criterios de manejo diferenciados en función del comportamiento real de la vegetación.

En el ámbito social y comunitario, la identificación de zonas donde se ha reducido coberturas tradicionalmente utilizadas para actividades agropecuarias o de uso comunitario permiten sustentar procesos de diálogo territorial basados en evidencia. En este sentido, existe la necesidad de que las decisiones de planificación forestal integren información geoespacial verificable, que permitan reconocer áreas de uso histórico, zonas de transición y espacios estratégicos para la conectividad ecológica y social.

En cuanto a la dimensión socio-comunitaria, es imperativo transitar hacia un modelo de gobernanza integrada. Proceso colaborativo que busca articular las decisiones de múltiples actores (Estado, empresas y comunidades) sobre un espacio geográfico común (Kozar *et al.* 2014). En la cual exista un marco normativo y estratégico que permite la coexistencia de una matriz productiva con el bienestar de las comunidades locales, permitiendo la preservación de servicios ecosistémicos críticos. Estas acciones permiten que sea

percibido por la comunidad no solo como una unidad productiva vecina, sino como un espacio de interacción recreativa y de sustento económico-social. Esta visión se alinea con las tendencias globales de forestería comunitaria e integral, donde la gestión del paisaje reconoce los derechos de acceso y el valor de los servicios culturales de los ecosistemas. Asimismo, la integración de la comunidad en la recolección de Productos Forestales No Madereros (PFNM) transforma la percepción de un activo compartido, facilitando la transición hacia un modelo de beneficios mutuos (Garfí *et al.*, 2011; Shackleton *et al.*, 2011).

6.3 Conservación, Conectividad y Servicios Ecosistémicos.

La planificación forestal en la provincia de Arauco enfrenta el desafío de equilibrar la maximización de la rentabilidad económica con los estándares de sostenibilidad ecológica. En este sentido, la gestión debe dirigirse hacia un modelo de paisaje multifuncional, donde la producción de fibra y madera coexista con la provisión de servicios ecosistémicos esenciales (Nahuelhual *et al.*, 2012).

La fragmentación del paisaje observada a lo largo del período de estudio pone de manifiesto la importancia de implementar estrategias de manejo espacial bajo el enfoque de Paisajes Productivos Protegidos. Este modelo propone que la producción forestal no constituya necesariamente un obstáculo para la conservación, sino que pueda integrarse a una matriz que mantenga la funcionalidad ecológica mediante la heterogeneidad espacial, configurando mosaicos de edades, especies y manejos silvícolas (Brown, 2013).

En este contexto, la conectividad entre los fragmentos remanentes de Bosque Nativo y los núcleos boscosos de la Cordillera de Nahuelbuta emerge como un elemento estratégico del ordenamiento territorial. La articulación de corredores biológicos a través de quebradas,

cursos de agua y humedales favorece la funcionalidad ecosistémica y mitiga el aislamiento genético de especies específicas (Smith-Ramírez *et al.*, 2021).

La gestión sobre las Áreas de Alto Valor de Conservación (AAVC), deben contemplar alto estándares. Esto implica la protección de zonas con alta biodiversidad, núcleos paisajísticos importantes y fuentes de agua esenciales para el abastecimiento humano. Según el *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), el bosque debe gestionarse reconociendo su provisión de servicios de: Apoyo (hábitat y dispersión), Abastecimiento (agua y PFMN), Regulación (secuestro de carbono y purificación hídrica) y Culturales (recreación e identidad del territorio). Desde esta perspectiva, el uso de metodologías de teledetección permite establecer un monitoreo sistemático y preciso. Esta capacidad de vigilancia tecnológica es fundamental para mantener la integridad de los ecosistemas frente a la dinámica identificada en el periodo 1985-2025

6.4 Manejo de Recursos Hídricos, Edáficos y Riesgos de Incendios.

Los patrones espacio–temporales identificados en este estudio indican la necesidad de incorporar criterios de manejo orientados a minimizar los impactos sobre los recursos hídricos, edáficos y reducir la vulnerabilidad frente a incendios forestales. En particular, el análisis multitemporal permite identificar sectores donde la pérdida temporal de cobertura vegetal coincide con condiciones geomorfológicas o climáticas que aumentan el riesgo de degradación del suelo.

Desde el punto de vista del manejo hídrico, resulta relevante considerar criterios de ordenamiento de cuencas que limiten la proporción de áreas cosechadas en torno a acuíferos de abastecimiento humano. La delimitación de zonas buffer y la priorización de

prácticas de menor impacto contribuyen a la protección de bocatomas, especialmente bajo escenarios de variabilidad climática creciente.

En cuanto a la conservación del suelo, la asignación de equipos de cosecha debe responder rigurosamente a la geomorfología local. En terrenos con pendientes superiores al 35%, se recomienda limitar las operaciones mediante alternativas de menor impacto. En suelos frágiles, se deben evaluar opciones distintas a la tala rasa, como la corta en fajas o en grupos. Implementar límites máximos de superficie a cosechar, definiendo un número determinado de hectáreas continuas y complementándolas con zonas buffer sin intervención, esto constituye una práctica efectiva para mitigar impactos de paisaje y de continuidad. Esta estrategia permite aplicar un patrón de cosecha en mosaico, que es distribuido en diferentes temporadas, contribuyendo a disminuir la fragmentación, reducir el impacto visual en áreas cercanas a centros urbanos, rutas turísticas y garantizar la mantención de una cobertura vegetal permanente, especialmente en sectores de alta pendiente. La infraestructura vial debe ser optimizada mediante una reducción de la densidad de caminos (km/ha), evitando el cruce en quebradas y zonas de protección previamente identificadas mediante herramientas geoespaciales.

En relación con la flora y fauna, se debe considerar la exclusión de sectores con relevancia ecológica por la presencia de especies amenazadas, las cuales deben ser previamente identificadas mediante información geoespacial.

Asimismo, la información generada resulta relevante para estrategias de prevención de incendios forestales, especialmente en la interfaz urbano-rural. La identificación de sectores con alta continuidad horizontal y vertical de la vegetación contribuye a orientar acciones de manejo de combustibles, reduciendo la probabilidad de propagación de incendios de gran magnitud (McWethy *et al.*, 2018).

6.5 Alcances y limitaciones para la acción Territorial

Los resultados del presente estudio constituyen una base analítica para la comprensión de los procesos asociados a la dinámica del territorio existente en la provincia de Arauco, particularmente en contextos donde los cambios en la cobertura del suelo que se expresan de manera no lineal y están influidos por el manejo forestal. La integración del análisis cronológico continuo y métricas fenológicas permitió complementar los enfoques tradicionales de cartografía de uso y coberturas, aportando una lectura funcional del comportamiento de la vegetación a escala de paisaje.

En este sentido, la identificación espacial de zonas con recurrencia de pérdida temporal de cobertura vegetal, presentados mediante oscilaciones abruptas del índice EVI, permite reconocer sectores del territorio que presentan una mayor vulnerabilidad funcional durante determinados períodos, información relevante para el análisis y evaluación de usos del suelo. No obstante, el alcance del estudio se sitúa en un nivel analítico y descriptivo, sin implicar de manera directa la formulación de medidas de gestión específicas. Desde una perspectiva aplicada, estos resultados pueden constituir elementos técnicos para instrumentos de planificación a escala local y regional, tales como planes de desarrollo Comunal (PLADECO), planes reguladores comunales y estudios impulsados por gobiernos regionales (GORE). En estos contextos, la información generada puede apoyar la evaluación espacial de compatibilidad entre actividades productivas, conservación de ecosistemas y uso del suelo. Finalmente, el carácter temporal del análisis realizado refuerza la importancia de incorporar herramientas de teledetección y monitoreo continuo en la evaluación del ordenamiento del territorio, especialmente en escenarios de cambio climático y creciente presión sobre los ecosistemas. Tabla 2 resume los indicadores derivados del análisis multitemporal, permitiendo identificar los cambios en la cobertura del suelo y el comportamiento funcional de la vegetación.

Tabla 5. Indicadores para el análisis de la Dinámica Vegetacional (1985–2025)

Categoría	Indicador	Descripción	Resultado Principal	Escala de Análisis
Cambio de cobertura y uso del suelo	Superficie de <i>Eucalyptus spp.</i>	Proporción del territorio ocupada por plantaciones de eucalipto	Incremento de 31,4 % en 2025	Provincial
	Superficie de <i>Pinus radiata</i>	Proporción del territorio ocupada por plantaciones de pino	Disminución progresiva hasta 14,1 % en 2025	Provincial
	Superficie de Bosque Nativo	Proporción del territorio ocupada por Bosque Nativo	Mantenimiento cercana al 21 % del territorio	Provincial
	Superficie de Dunas costeras	Variación de ecosistemas litorales	Reducción aproximada del 75 % del área original	Sistemas costeros
Dinámica funcional de la vegetación	Índice EVI	Variabilidad temporal del vigor vegetacional	Alta variabilidad en Plantaciones; estabilidad en Bosque Nativo	Escala de paisaje
	Ciclos de cosecha–regeneración	Detección de periodicidad de cambios	Oscilaciones asociadas al manejo forestal	Unidades Productivas
Ecosistemas Sensibles	Superficie de humedales	Dinámica temporal de ecosistemas húmedos	Recuperación relativa hasta 9,7 % en 2025	Escala de cuenca
	Sensibilidad hidrológica	Respuesta a la variabilidad climática	Correspondencia temporal con periodos de mayor precipitación	Local / cuenca
Desempeño Metodológico	Precisión global (OA)	Exactitud de la clasificación supervisada	Mejora progresiva en periodos recientes	Validación técnica
	Índice Kappa	Concordancia clasificación–referencia	Valores cercanos a 0,70 en clasificaciones recientes	Validación técnica
	Serie multitemporal	Continuidad temporal de los datos satelitales	Integración de sensores Landsat 5, 7, 8 y 9 (1985–2025)	Provincial
Aplicabilidad Territorial	Zonas con pérdida temporal de cobertura	Sectores con fases recurrentes de bajo vigor vegetacional	Identificación de áreas con mayor vulnerabilidad funcional	Ordenamiento Territorial
	Áreas con dinámicas contrastantes	Diferenciación funcional del paisaje	Insumo para planificación a escala de paisaje	PMOF / Ordenamiento Paisaje
	Reducción de incertidumbre territorial	Aporte analítico del estudio	Mejora en la evaluación espacial de procesos territoriales	Gestión y Planificación

Fuente: Elaboración Propia

VII. CONCLUSIÓN

La presente investigación permitió evaluar, de manera integral, la evolución de la dinámica vegetacional en la provincia de Arauco durante un período de 40 años (1985–2025), mediante el uso de técnicas de teledetección y el procesamiento de información geoespacial en entornos de computación en la nube. A partir del análisis de las imágenes satelitales Landsat, se obtuvieron los siguientes hallazgos.

En primer lugar, existe una reconfiguración estructural de la matriz productiva a nivel provincial, caracterizada por una transición desde una composición forestal diversificada hacia una mayor dominancia de especies del género *Eucalyptus*, cuya superficie alcanzó el 31,4 % del territorio en 2025. Este cambio refleja estrategias de manejo silvícola, asociado a especies de rápido crecimiento y turnos de rotación más cortos, desplazando la histórica predominancia del *Pinus*, cuya superficie se redujo al 14,1 %. Este proceso da cuenta de una modificación significativa en la trayectoria forestal de la provincia.

El estudio pone de manifiesto una dualidad relevante en el estado de conservación. Por una parte, el Bosque Nativo ha demostrado una alta resiliencia, manteniendo una superficie cercana al 21 % y consolidándose como un componente en la biodiversidad regional, especialmente en la Cordillera de Nahuelbuta. Por otra, se identificó una pérdida crítica en los ecosistemas litorales, particularmente en las dunas, que experimentaron una disminución aproximada del 75 % de su superficie, mostrando su alta vulnerabilidad frente a la presión antrópica.

El uso del índice EVI permitió capturar la variabilidad fenológica con un nivel de detalle que trasciende la clasificación estática de coberturas. Se concluye que los humedales funcionan como indicadores sensibles de la variabilidad hídrica local, mostrando una recuperación reciente (9,7% en 2025) que responde directamente a las fluctuaciones pluviométricas de

los últimos años. Esto refuerza la necesidad de gestionar el territorio bajo un enfoque de cuencas, donde el monitoreo satelital sea la base para asegurar el abastecimiento de agua.

La integración de *Google Earth Engine* (GEE) y el procesamiento de datos multiespectrales demostraron ser metodologías robustas y escalables para el análisis geográfico de largo plazo. El incremento en la precisión de las clasificaciones recientes (Índice Kappa de 0,70) valida la efectividad de los sensores Landsat 8 y 9 para el seguimiento de la dinámica vegetal, a pesar de los desafíos que imponen los rápidos turnos de cosecha que, en ocasiones, desafían la detección de periodos de suelo desnudo.

Finalmente, los resultados obtenidos constituyen una base analítica que contribuye a la comprensión de los procesos asociados al cambio de uso de suelo en la provincia de Arauco. La información generada permite reducir la incertidumbre en la evaluación espacial de estos procesos y puede ser considerada como herramientas en futuros estudios y análisis orientados a la ordenación del territorio, la gestión de ecosistemas y la conservación de la biodiversidad. En este sentido, la teledetección y el análisis temporales se consolidan como herramientas fundamentales para abordar los desafíos del territorio en un contexto de cambio global y creciente presión sobre los sistemas ambientales.

VIII. REFERENCIAS

Alaniz Baeza, A. (2014). Análisis de los cambios en la cobertura de los ecosistemas de la zona central de Chile (Regiones V, RM, VI) asociado a dinámicas de uso de suelo. Universidad de Chile. Facultad de Arquitectura y Urbanismo. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/129660>

Alvarado, J. J., Huntington, J. L., Morton, C. G., & Melton, F. S. (2019). Climate Engine: Cloud computing for agricultural and water monitoring. En AGU Fall Meeting Abstracts (Vol. 2019, pp. H13N-1981).

Aponte, J. (2018). Dinámica de cambios superficiales en humedales cordillera La Viuda-Perú, mediante índices espectrales y modelo digital de elevación, período 1985-2016. Tesis de grado para optar al título de Magister en Geomática. Bogotá, Colombia: Facultad Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia. 124 p.

Arango, M., Branch, J., Botero, V. (2005). Clasificación no supervisada de coberturas vegetales sobre imágenes digitales de sensores remotos: "LANDSAT- ETM+." Facultad Nacional de Agricultura Medellín, 58(1), 2611-2634.

Azócar, G., Aguayo, M., Henríquez, C., Quense, J. (2021). Planificación territorial y gestión de riesgos: desafíos para las zonas de interfaz urbano-forestal en Chile. Revista de Geografía Norte Grande, (78).

Barrera, S. (2011). Análisis del nivel hídrico y las condiciones del humedal de la laguna de Bатуco. Memoria para optar al Título Profesional de Geógrafo. Santiago, Chile: Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile. 212 p.

Barros, S. (2013). Introducción de especies de *Eucalyptus* a Chile. Reseña histórica. Ciencia e Investigación Forestal, CIFOR, v.19: n3. pp. 69-94.

Bedoya, M. (2015). Análisis del cambio de la cobertura entre 1999 y 2015 del Páramo de Chiles-Cumbal a través de la utilización de herramientas de SIG. Trabajo de grado para optar al título de Especialista en Sistemas de Información Geográfica. Facultad de Ciencias e Ingeniería, Universidad de Manizales de Colombia. 76 p.

Breiman, L. (2001). Random forest. *Machine learning*, 45(1), 5-32.

Cabrera, E., Galindo, G., Vargas, D. (2011). Protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia, Nivel Nacional Escala gruesa y fina.

[http://www.ideam.gov.co/documents/13257/13817/Protocolo para la cuantificación Deforestación Nivel Nacional.pdf](http://www.ideam.gov.co/documents/13257/13817/Protocolo_para_la_cuantificación_Deforestación_Nivel_Nacional.pdf)

Chuvieco, E. (1998). El factor temporal en teledetección: evolución fenomenológica y análisis de cambios. *Revista de teledetección*, 10(1-9).

Chuvieco, E., Deshayes, M., Stach, N., Cocero, D., Riaño, D. (1999). Short-term fire risk: foliage moisture content estimation from satellite data. In E. Chuvieco (Ed.), *Remote Sensing of Large Wildfires* (pp. 17-38). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4>

Claverie, M., Junchang Ju., Jeffrey G. Masek, (2023) The Harmonized Landsat and Sentinel-2 surface reflectance data set. <https://www.sciencedirect.com/author/24293631000>.

Chatfield, C. (2004). *The analysis of time series: An introduction* (6th ed.) CRC Press.

CONAF. (2014). Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile: Monitoreo de cambios y actualizaciones. Informe Región del Biobío. Corporación Nacional Forestal.

Costanza, R., Groot, R. & Sutton, P. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Glob Env Change Hum Policy Dimen.*, 26, 152-158.

Crespi, A., Matiu, M., Bertoldi, G., Petitta, M., Zebisch, M. (2021): A high-resolution gridded dataset of daily temperature and precipitation records (1980 – 2018) for Trentino – South Tyrol (north-eastern Italian Alps). *Earth System Science Data*. <https://doi.org/10.5194/essd-13-2801-2021>

Duarte, M. (2006). Evolución de la ocupación del suelo en la zona costera de la Región del Biobío y sus efectos en la dinámica del paisaje. *Revista de Geografía Norte Grande*, (35), 71-87.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., Newton, A. (2006) Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130, 481–494.

Eraso, T., Badia, A., Gisbert, M. (2022). Google Earth Engine aplicado al monitoreo de superficies quemadas y cambios de coberturas y usos del suelo, *GeoFocus*, *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, 29, 89–113. <https://dx.doi.org/10.21138/GF.764>

ESRI. (2009). *GIS Dictionary: Remote Sensing and Satellite Imagery*. ESRI Support Resources.

Galaz, F. (2022). Estudio del comportamiento multitemporal de las lagunas La Punta y La Brava del sector Negrillar–Tilopozo del Salar de Atacama. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/196423>

FAO (2025). *Global Forest Resources Assessment 2025: Forest extent and change*. Food and Agriculture Organization of the United Nations

GEE. <https://earthengine.google.com>

Gill, T. K., Phinn, S. R., Armston, J. D., & Pringle, M. J. (2009). Estimating tree canopy crown cover in Australian tropical savannas using Landsat sensor data and remote sensing metrics. *Remote Sensing of Environment*, 113(7), 1299-1311.

Google Developers. (2018). Get Started with Earth Engine. February 6, 2019, <https://developers.google.com/earth-engine/getstarted>

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. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

Guerra, J., y Mondaca, E. (2017). Plantaciones forestales en Chile: una mirada desde el territorio y los conflictos socioambientales en la Provincia de Arauco.

Gutierrez, A., Diaz, I., Chavez, R. (2017). Monitoreo de la degradación de bosques nativos desde el espacio: implementación de una estrategia territorial para su recuperación. Fondo de Investigación del Bosque Nativo. Proyecto 027-2015. CONAF, U. de Chile.

Hartoyo, A., Pamoengkas, P., Mudzaky, P., Khairunnisa, R., Ramadhi, S., Munawir, A., Komarudin, A., Hidayati, K., Sunkar, S. (2022). Estimation of vegetation cover changes using normalized difference vegetation index (NDVI) in Mount Halimun Salak National Park, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1109(1), 012068. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1109/1/012068>

Hernandez, E. (2015). Uso del NDVI para Determinar Impactos Ambientales en la Vegetación Ocasionados por la Intervención del Hombre Mediante Técnicas de Percepción Remota. Tesis para obtener el grado de Ingeniero Civil. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ingeniería.

Hyndman, R., Atanasopoulos, G. (2021). *Forecasting: Principles and Practice*. 3ra ed. Otexts. <https://otexts.com/fpp3/>

Ibarra Cuellar, E. (2024). Modelamiento de escenarios futuros de uso de suelo mediante algoritmos de Machine Learning y plataformas en la nube.

Jaque Castillo, E., Quezada Flores, J., Belmonte Acevedo, A., Martínez Guevara, C., & Fernández Adasme, A. (2022). Dinámica de las coberturas de suelo en la zona costera de la Región del Biobío, Chile (1986-2021): Implicancias para la planificación territorial. *Revista de Geografía Norte Grande*, (83), 187-208. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022022000300187>

Jiang, Z., Huete, A. R., Didan, K., & Miura, T. (2008). Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment*, 112(10), 3833-3845.

Kogut, P. 2023. <https://eos.com/es/blog/series-temporales-de-satelite/>

Kriegler, F. J., Malila, W. A., Nalepka, R. F., & Richardson, W. (1969). Preprocessing transformations and their effects on multispectral scanner edge classification. En *Proceedings of the Sixth International Symposium on Remote Sensing of Environment* (pp. 97-131). University of Michigan, Ann Arbor, MI.

Kumar, V., Sharma, A., Bhardwaj, R., Thukral, A. (2018). Comparison of different reflectance indices for vegetation analysis using Landsat-TM data. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 12, 70-77 <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.10.013>

Kumar, L., Mutanga, O. (2019). Google Earth Engine Applications Since Inception: Usage, Trends, and Potential. *Remote Sensing*, 10, 1509. doi:10.3390/rs10101509

Landis J, Koch G., (1977) The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 1977; 33: 159-74.

Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., Soto, D., Donoso, P., Nahuelhual, L., Pino, M., & Arismendi, I. (2009). Assessment of Ecosystem Services as an opportunity for the Conservation and Management of Native Forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258:415-424.

Li, Z., Liu, M., Hu, Y., Xue, Z. y Sui, J. (2020). The spatiotemporal changes of marshland and the driving forces in the Sanjiang Plain, Northeast China from 1980 to 2016. *Ecological Processes*, 9(24), 1-13.

Lillesand, et al., 2004. Remote Sensing and Image Interpretation. Jhon Wiley & Sons, Inc. 5ta Edition 748 pp.

Long, T., Zhang, Z., Jiao, W., Tang, Ch., Wu, B.,. (2019). 30 m Resolution Global Annual Burned Area Mapping Based on Landsat Images and Google Earth Engine. Remote sensing. 11(5): 489. <https://doi.org/10.3390/rs11050489>

Ma, Y., Wang, L., Liu, P., Ranjan, R. (2015). Towards building a data-intensive index for big data computing - A case study of Remote Sensing data processing. Information Sciences, 319, 171-188. <https://doi.org/10.1016/j.ins.2014.10.006>

McWethy, D. B., Schoennagel, T., Higuera, P. E., Krawchuk, M., Harvey, B. J., Metcalf, E. C., Schultz, C., Miller, C., Metcalf, A. L., Buma, B., Virapongse, A., Kulig, J. C., Stedman, R. C., Ratajczak, Z., Nelson, C. R., & Kolden, C. (2018). Rethinking resilience to wildfire. Nature Sustainability, 1(12), 767-774. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0186-0>

Marín, V., Delgado, L., Vila, I. (2006). Sistemas acuáticos, ecosistemas y cuencas hidrográficas. En Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile. pp. 13-20. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Martínez, C., Rojas, O., Aránguiz, R., Belmonte, A., Altamirano, A., Flores, P. (2012). Riesgo de tsunami en caleta Tubul, Región del Biobío: escenarios extremos y transformaciones territoriales posterremoto. *Revista de geografía Norte Grande*, (53), 85-106. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022012000300006>

Martínez, L. (2020). Optimización de la clasificación supervisada de imágenes de satélite a partir de información RPAS para la actualización de la variable cobertura del suelo del marco maestro rural agropecuario (MMRA). Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas.

Ministerio del Medio Ambiente. (2011). Guía para la conservación y seguimiento ambiental de humedales altoandinos. Gobierno de Chile. Santiago, Chile. 50 p.

Minotti, P., Gonzalez Trilla, G. y Kandus, P. (2014). Afectación por condición ENOS El Niño. En: Kandus, P. y Minotti. Indicadores Georreferenciados de Sustentabilidad Ambiental (ISAg) en humedales, en el Delta del Paraná.

Miranda, A., (2017). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. Regional Environmental Change.

MapBiomias Chile (2024). Colección 1 de Mapas Anuales de Cobertura y Uso del Suelo de Chile. <https://chile.mapbiomas.org>

Maita, J. (2015). Dinámica espacio temporal del Índice de Vegetación Mejorado (EVI) en los Ecosistemas del sur del Ecuador. Tesis previa a la obtención del título de Máster en Geomática con mención en Ordenamiento Territorial, Universidad del Azuay. Departamento de Posgrados.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Mohammadi, A., Costelloe, J.F., Ryu, D. (2017). Application of time series of remotely sensed normalized difference water, vegetation and moisture indices in characterizing flood dynamics of largescale arid zone floodplains. *Remote Sensing of Environment*, 190, 70-82. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.003>

Moore, R. (2017). Accompanying presentation Earth Engine Users' Summit 2017.

Nahuelhual, L., (2012). Mapping ecosystem services: The challenges of substitution and spatial heterogeneity. *Environmental Management*.

Ozesmi, S.L., Bauer, M.E. (2002). Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 10(5), 381-402. <https://doi.org/10.1023/A:1020908432489>

Otavo, S. (2018). Fragmentación y disponibilidad de hábitat boscoso de especies nativas en un área premium del hotspot chileno. Tesis Doctorado en Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

Parra, J., Sobrino, J., Acevedo, P. y Morales, L. (2006). Estimación de la temperatura de suelo desde datos satelitales AVHRR-NOAA aplicando algoritmos de Split window. *Investigación*, 52(3), 238-245.

Perilla, G., Mas, J. (2020). Google Earth Engine (GEE): Una poderosa herramienta que vincula el potencial de los datos masivos y la eficacia del procesamiento en la nube. *Investigaciones geográficas*, (101), e59929. Epub 02 de octubre de 2020. <https://doi.org/10.14350/riq.59929>

Perry, C. (2017). Diseño del proceso de clasificación supervisada de cubiertas de suelo en imágenes satelitales. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Universidad de Chile. Proyecto de grado Magister en ingeniería de negocios con tecnologías de información.

Ponce, B. (2010). Detección y análisis del cambio del uso del suelo en la zona centro-norte de la provincia de Capitán Prat, XI Región período 1984-2003. Tesis de grado para optar al

título de Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 62 p

Pradeep, W., Gopichandh, D., Catherine, D., Xiangming, X., Corey, M., Stacey, G., Wolfgang, J., David, E. (2024). Modeling time series of vegetation indices in tallgrass prairie using machine and deep learning algorithms. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102917>

Presutti, M (2004). La Matriz de Co-ocurrencia en la clasificación multiespectral: Tutorial para la enseñanza de medidas texturales en cursos de grado universitario. 4ª Jornada de Educação em Sensoriamento Remoto no Âmbito do Mercosul.

Puyravaud, J.-P. (2003). *Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation*. Forest Ecology and Management. 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)

Rigge, M., Smart, A., Wylie, B., Gilmanov, T., Johnson, P. (2013). Linking phenology and biomass productivity in South Dakota mixed-grass prairie. Rangel. Ecol. Manag., 66 (5) (2013), pp. 579-587.

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). *Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS*. En Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium (Vol. 1, pp. 309-317). NASA.

Sanabria, J., Archila, J. y Bautista, L. (2010). Discriminación de usos del suelo a partir de imágenes multiespectrales. Revista Colombiana de Tecnologías de Avanzada, 2(16), 100 - 107.

Sarría, A. (2006). Sistemas de información geográfica. Universidad de Murcia, España.

Simoës, R., Camara, G., Queiroz, G., Souza, F., Andrade, P. R., Santos, L., Carvalho, A., & Ferreira, K. (2021). Satellite Image Time Series Analysis for Big Earth Observation Data. *Remote Sensing*, 13(13), 2428. <https://doi.org/10.3390/rs13132428>

Solano, R., Didan, K., Jacobson, A., & Huete, A. (2010). *MODIS Vegetation Index (MOD13) Algorithm Theoretical Basis Document*. University of Arizona.

Tan Z., Li, Y., Zhang, Q., Guo, Y., Wang, X., Li, B., (2022). Progress of hydrological process research in lake wetland: A review. J. Lake, 34(1), 18-37.

Tassi, A., Vizzari, M. (2020). Object-Oriented LULC Classification in Google Earth Engine Combining SNIC, GLCM, and Machine Learning Algorithms. *Remote Sensing*, 12(22), 3776. <https://doi.org/10.3390/rs12223776>

Tatsumi, K., Yamashiki, Y., Canales Tello, M. A., & Beltrán-Morales, L. F. (2015). Crop classification of remote sensing images through multi-temporal data using a Random Forest algorithm. *Computers and Electronics in Agriculture*.

Turner, W., (2003). Remote sensing for biodiversity management and conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(6), 306-314.

Valencia, M., Figueroa, A. (2015). Vulnerabilidad de humedales altoandinos ante procesos de cambio: tendencias del análisis. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14(26), 29-42.

Veneros, J., García, L., Morales, E., Gómez, V., M., López-Morales, F. (2020). Aplicación de sensores remotos para el análisis de cobertura vegetal y cuerpos de agua. *Idesia (Arica)*, 38(4), 99-107. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292020000400099>

Vergara, N. (2020). Uso del Índice Normalizado Diferencial de la Vegetación (NDVI) para diagnosticar cambios en formaciones de bosque nativo afectados por sequía en la comuna de Nogales, región de Valparaíso.

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. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.014>

Uribe, S. V., Estades, C. F., & Radeloff, V. C. (2020). Pine plantations and the loss of native forest in south-central Chile: 1975–2014. *Remote Sensing*, 12(10), 1566. <https://doi.org/10.3390/rs12101566>

USGS., (2025). <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-enhanced-vegetation-index>

Wagle, P., Gowda, H., Northup, B., Starks, P., Neel, J (2019). Response of tallgrass prairie to management in the US southern Great Plains: site descriptions, management practices, and Eddy covariance instrumentation for a long-term experiment *Remote Sens.*, 11 (17) (2019), p. 1988

Waring, R. H., Coops, N. C., Fan, W., & Nightingale, J. M. (2006). MODIS vegetation products as proxies of photosynthetic potential: A look across California. *Remote Sensing of Environment*, 103(4), 374-397.

Wei, W. (2006). Time Series Analysis: Univariate and Multivariate Methods. 2nd edition.

White, J. C., Wulder, M. A., Hermosilla, T., Coops, N. C., & Hobart, G. W. (2017). A documentation of Red Edge and its application to forestry. O también su trabajo sobre A decade of pixel-based image compositing for Canada's forests.

Yang, W., John, V. O., Zhao, X., Lu, H., Knapp, K. (2016). Satellite Climate Data Records: Development, Applications, and Societal Benefits. Remote Sensing, 8(4), 331. <https://doi.org/10.3390/rs8040331>

Zhao, S., Tu, K., Ye, S., Tang, H., Hu, Y., & Xie, C. (2023). Land Use and Land Cover Classification Meets Deep Learning: A Review. Sensors (Basel, Switzerland), 23(21), 8966. <https://doi.org/10.3390/s23218966>

Zhongming, W., Lees, B. G., Jiao, J., Burton, L., & Cheng, H. (2009). Stratified vegetation cover index (SVCI) in arid and semi-arid environments. International Journal of Remote Sensing.

Zhu, Z., Woodcock, C. (2014). Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. Remote Sensing of Environment. 144, 152-171. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.011>

Zúñiga-Vásquez, J. M., (2020). Synergy of optical and SAR data for land cover mapping in complex landscapes. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation.

ANEXOS.

Anexo 1. Script para el cálculo de datos *GapFill* en *RStudio*

```
# Instalar y cargar librerías
library(readr)
library(tidyr)
library(dplyr)
library(zoo) # Interpolación de series de tiempo
library(imputeTS) # paquete para series de tiempo con NAs
library(lubridate)

# Cargar el CSV. ruta al archivo.
df <- read_csv("C:/Users/cristian.martinez/Downloads/ee-chart (6).csv", show_col_types =
FALSE)

# Verifica la estructura de la columna
str(df$`system:time_start`)
names(df)

#Renombrar la columna 'system:time_start' a 'Date'
# Usamos `` (backticks) alrededor de `system:time_start` porque contiene dos puntos.
df <- df %>%
  rename(Date = `system:time_start`)

# formato Mes Día, Año
df$Date <- mdy(df$Date)

# Pivotar a formato largo
df_long <- df %>%
  pivot_longer(
    cols = -Date,
    names_to = "Zona",
    values_to = "EVI"
  ) %>%
  mutate(EVI = as.numeric(EVI))
```

```

# Añadir la columna 'Year'
df_long <- df_long %>%
  mutate(Year = year(Date))

# Ordenar los datos
df_long <- df_long %>%
  arrange(Zona, Date)

# Rellenar NA por cada grupo (Zona)
df_filled_linear <- df_long %>%
  group_by(Zona) %>%
  mutate(EVI_filled_linear = na.approx(EVI, na.rm = FALSE)) %>%
  ungroup()

# visualizar una serie específica para ver el efecto
library(ggplot2)

df_filled_linear %>%
  ggplot(aes(x = Date)) +
  geom_line(aes(y = EVI_filled_linear), color = "purple") + # Datos rellenados
  labs(title = "EVI mediana (Original vs Linealmente Rellenado)")

# Filtrar zona específica
df_plot <- df_filled_linear %>%
  filter(Zona == "Plantacion Eucalyptus")

# Gráfico completo (línea + puntos) con ejes configurados
p <- ggplot(df_plot, aes(x = Date)) +
  geom_line(aes(y = EVI_filled_linear, color = "Rellenado Lineal")) +
  geom_point(aes(y = EVI_filled_linear, color = "Rellenado Lineal"), size = 1, alpha = 0.7) +
  labs(
    title = "EVI por zona de estudio: Plantacion Eucalyptus",
    y = "EVI (mediana)",
    x = "Año"
  )

```

```
) +
scale_color_manual(name = "Plantacion Eucalyptus",
                    values = c("Rellenado Lineal" = "#7B1BD1")) +
# Eje X cada 2 años + rango temporal
scale_x_date(
  limits = as.Date(c("1985-01-01", "2025-07-30")),
  date_breaks = "2 years",
  date_labels = "%Y",
  expand = c(0, 0)
) +
# Eje Y hasta 0.8
scale_y_continuous(
  limits = c(0, 0.8),
  breaks = seq(0, 0.8, by = 0.1),
  expand = c(0, 0)
) +
theme_minimal()

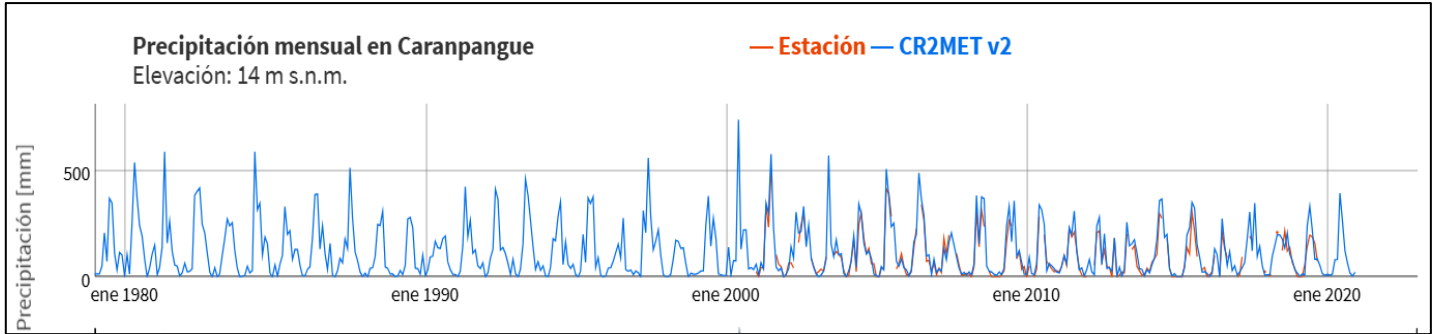
print(p)
```

Anexo 2. Precipitación anual. Estación Carampangue (08520000) (CR2MET v2)**

Fecha	Estación mm	CR2MET_v2 mm	CR2MET_v2.5_beta_mm	IMERG_v06B mm	ERA5 mm
1985	-9999	1375	1397	-9999	1110
1986	-9999	1741	1850	-9999	1417
1987	-9999	1513	1628	-9999	1345
1988	-9999	1117	1156	-9999	904
1989	-9999	1089	1095	-9999	846
1990	-9999	1169	1280	-9999	882
1991	-9999	1472	1580	-9999	1195
1992	-9999	1556	1605	-9999	1221
1993	-9999	1665	1764	-9999	1369
1994	-9999	1429	1483	-9999	1100
1995	-9999	1555	1566	-9999	1235
1996	-9999	910	969	-9999	736
1997	-9999	2051	2109	-9999	1767
1998	-9999	809	834	-9999	677
1999	-9999	1348	1338	-9999	1142
2000	-9999	1746	1827	-9999	1482
2001	1517	1754	1790	1530	1442
2002	1422	1873	1897	1548	1613
2003	1023	1368	1419	1117	1126
2004	1395	1486	1466	1332	1166
2005	1643	1722	1789	1449	1367
2006	1584	1886	1984	1558	1573
2007	965	1001	1086	888	805
2008	1136	1512	1493	1096	1246
2009	1240	1486	1538	1179	1136
2010	-9999	1286	1304	948	1037
2011	1064	1204	1240	1036	943
2012	1020	1237	1229	943	987
2013	766	1021	1121	804	790
2014	1245	1553	1583	1272	1263
2015	994	1447	1447	1118	1133
2016	-9999	953	972	852	805
2017	-9999	1407	1448	1245	1133
2018	-9999	1407	1385	1020	1077
2019	-9999	1094	1130	880	890
2020	-9999	1098	1096	813	867
2021	-9999	-9999	-9999	-9999	727
2022	-9999	-9999	-9999	-9999	-9999

Fuente: Explorador de Precipitaciones Mawün v2.1 [https:// mawun.cr2.c](https://mawun.cr2.c)

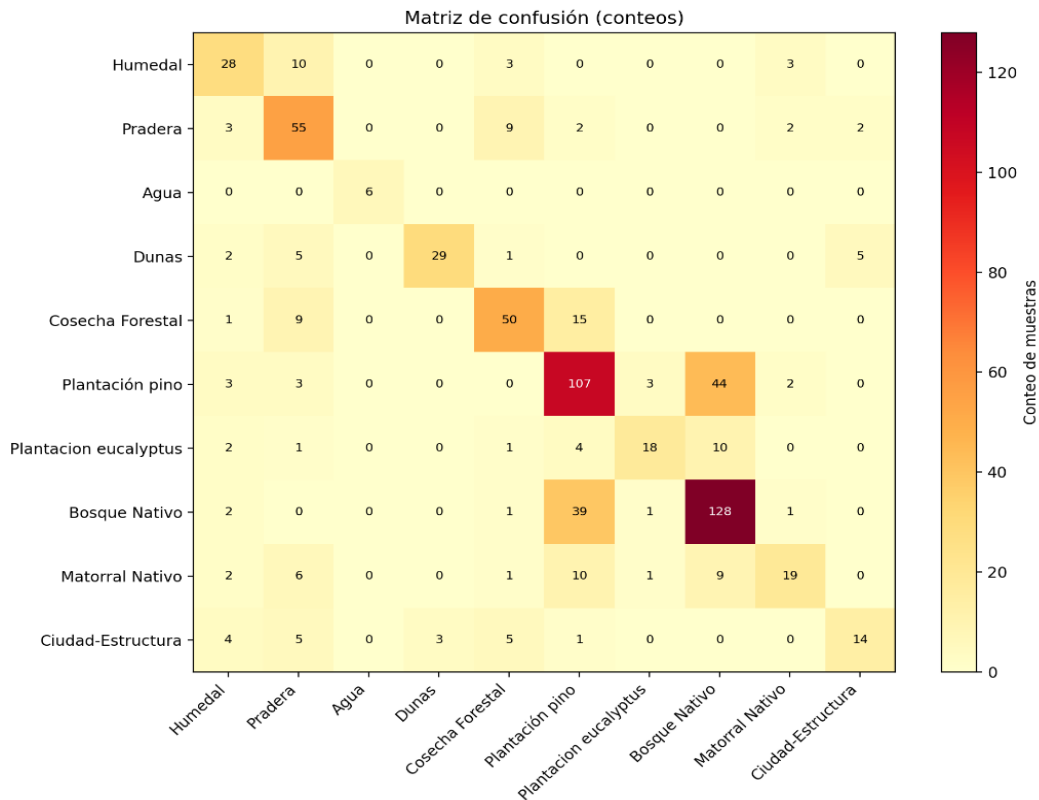
Anexo 3. Precipitación mensual estación Carampangue (08520000) (**CR2MET v2)



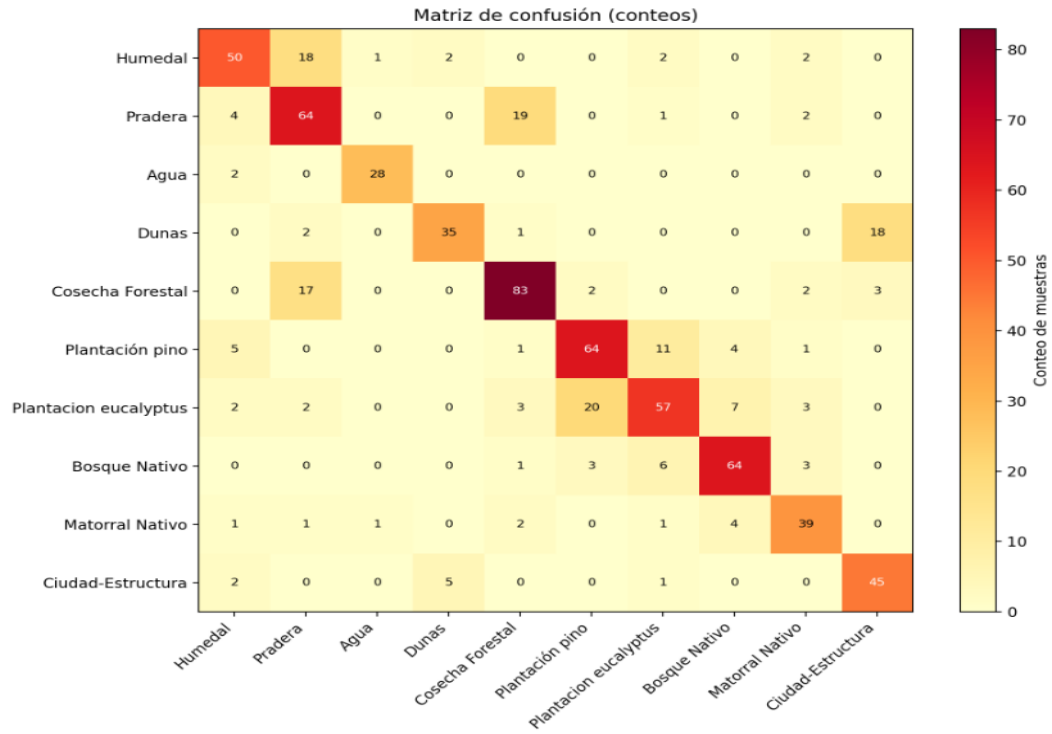
Fuente: Explorador de Precipitaciones Mawün v2.1 <https://mawun.cr2.cl>

****CR2MET v2:** Datos desarrollado por el Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (Boisier *et al.*, 2018), basado en reanálisis atmosféricos y datos locales de topografía y pluviometría. Disponible para el período 1979-2020 con una resolución espacial de 0.05°.

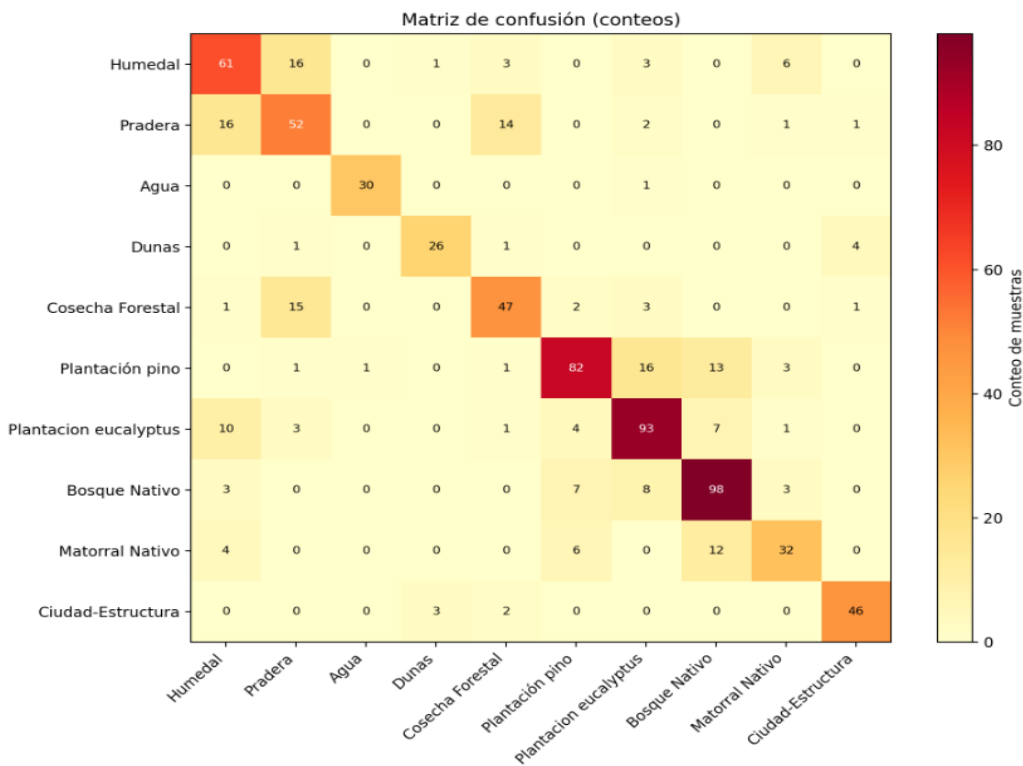
Anexo 4. Matriz de Confusión. Clasificación Supervisada 1985



Anexo 5. Matriz de Confusión. Clasificación Supervisada 2005



Anexo 6. Matriz de Confusión. Clasificación Supervisada 2025



Anexo 7. Colecciones Landsat utilizadas en el estudio (1985-2025)

index	fecha	id
1_1_1_LT05_001086_19850305	05-03-1985	1_1_1_LT05_001086_19850305
1_1_1_LT05_001086_19860204	04-02-1986	1_1_1_LT05_001086_19860204
1_1_1_LT05_001086_19861018	18-10-1986	1_1_1_LT05_001086_19861018
1_1_1_LT05_001086_19861103	03-11-1986	1_1_1_LT05_001086_19861103
1_1_1_LT05_001086_19861221	21-12-1986	1_1_1_LT05_001086_19861221
1_1_1_LT05_001086_19870106	06-01-1987	1_1_1_LT05_001086_19870106
1_1_1_LT05_001086_19870122	22-01-1987	1_1_1_LT05_001086_19870122
1_1_1_LT05_001086_19870207	07-02-1987	1_1_1_LT05_001086_19870207
1_1_1_LT05_001086_19980309	09-03-1998	1_1_1_LT05_001086_19980309
1_1_1_LT05_001086_19980325	25-03-1998	1_1_1_LT05_001086_19980325
1_1_1_LT05_001086_19980917	17-09-1998	1_1_1_LT05_001086_19980917
1_1_1_LT05_001086_19981206	06-12-1998	1_1_1_LT05_001086_19981206
1_1_1_LT05_001086_19981222	22-12-1998	1_1_1_LT05_001086_19981222
1_1_1_LT05_001086_19990920	20-09-1999	1_1_1_LT05_001086_19990920
1_1_1_LT05_001086_19991006	06-10-1999	1_1_1_LT05_001086_19991006
1_1_2_LE07_001086_19991014	14-10-1999	1_1_2_LE07_001086_19991014
1_1_2_LE07_001086_19991030	30-10-1999	1_1_2_LE07_001086_19991030
1_1_1_LT05_001086_19991225	25-12-1999	1_1_1_LT05_001086_19991225
1_1_2_LE07_001086_20000118	18-01-2000	1_1_2_LE07_001086_20000118
1_1_2_LE07_001086_20000203	03-02-2000	1_1_2_LE07_001086_20000203
1_1_2_LE07_001086_20000219	19-02-2000	1_1_2_LE07_001086_20000219
1_1_2_LE07_001086_20000306	06-03-2000	1_1_2_LE07_001086_20000306
1_1_2_LE07_001086_20000322	22-03-2000	1_1_2_LE07_001086_20000322
1_1_2_LE07_001086_20000423	23-04-2000	1_1_2_LE07_001086_20000423
1_1_2_LE07_001086_20000509	09-05-2000	1_1_2_LE07_001086_20000509
1_1_2_LE07_001086_20000712	12-07-2000	1_1_2_LE07_001086_20000712
1_1_2_LE07_001086_20000728	28-07-2000	1_1_2_LE07_001086_20000728
1_1_2_LE07_001086_20000930	30-09-2000	1_1_2_LE07_001086_20000930
1_1_2_LE07_001086_20001016	16-10-2000	1_1_2_LE07_001086_20001016
1_1_2_LE07_001086_20001101	01-11-2000	1_1_2_LE07_001086_20001101
1_1_2_LE07_001086_20001117	17-11-2000	1_1_2_LE07_001086_20001117
1_1_2_LE07_001086_20001203	03-12-2000	1_1_2_LE07_001086_20001203
1_1_2_LE07_001086_20001219	19-12-2000	1_1_2_LE07_001086_20001219
1_1_2_LE07_001086_20010120	20-01-2001	1_1_2_LE07_001086_20010120
1_1_1_LT05_001086_20010128	28-01-2001	1_1_1_LT05_001086_20010128
1_1_2_LE07_001086_20010205	05-02-2001	1_1_2_LE07_001086_20010205
1_1_1_LT05_001086_20010213	13-02-2001	1_1_1_LT05_001086_20010213
1_1_2_LE07_001086_20010221	21-02-2001	1_1_2_LE07_001086_20010221
1_1_1_LT05_001086_20010301	01-03-2001	1_1_1_LT05_001086_20010301
1_1_1_LT05_001086_20010317	17-03-2001	1_1_1_LT05_001086_20010317

1_1_2_LE07_001086_20010325	25-03-2001	1_1_2_LE07_001086_20010325
1_1_2_LE07_001086_20010426	26-04-2001	1_1_2_LE07_001086_20010426
1_1_1_LT05_001086_20010621	21-06-2001	1_1_1_LT05_001086_20010621
1_1_2_LE07_001086_20010816	16-08-2001	1_1_2_LE07_001086_20010816
1_1_2_LE07_001086_20010901	01-09-2001	1_1_2_LE07_001086_20010901
1_1_2_LE07_001086_20011104	04-11-2001	1_1_2_LE07_001086_20011104
1_1_1_LT05_001086_20011128	28-11-2001	1_1_1_LT05_001086_20011128
1_1_2_LE07_001086_20011206	06-12-2001	1_1_2_LE07_001086_20011206
1_1_1_LT05_001086_20011214	14-12-2001	1_1_1_LT05_001086_20011214
1_1_2_LE07_001086_20011222	22-12-2001	1_1_2_LE07_001086_20011222
1_1_1_LT05_001086_20011230	30-12-2001	1_1_1_LT05_001086_20011230
1_1_1_LT05_001086_20020115	15-01-2002	1_1_1_LT05_001086_20020115
1_1_2_LE07_001086_20020123	23-01-2002	1_1_2_LE07_001086_20020123
1_1_1_LT05_001086_20020216	16-02-2002	1_1_1_LT05_001086_20020216
1_1_2_LE07_001086_20020224	24-02-2002	1_1_2_LE07_001086_20020224
1_1_1_LT05_001086_20020304	04-03-2002	1_1_1_LT05_001086_20020304
1_1_2_LE07_001086_20020312	12-03-2002	1_1_2_LE07_001086_20020312
1_1_1_LT05_001086_20020320	20-03-2002	1_1_1_LT05_001086_20020320
1_1_1_LT05_001086_20020405	05-04-2002	1_1_1_LT05_001086_20020405
1_1_2_LE07_001086_20020413	13-04-2002	1_1_2_LE07_001086_20020413
1_1_2_LE07_001086_20021022	22-10-2002	1_1_2_LE07_001086_20021022
1_1_2_LE07_001086_20021123	23-11-2002	1_1_2_LE07_001086_20021123
1_1_2_LE07_001086_20030110	10-01-2003	1_1_2_LE07_001086_20030110
1_1_2_LE07_001086_20030211	11-02-2003	1_1_2_LE07_001086_20030211
1_1_2_LE07_001086_20030227	27-02-2003	1_1_2_LE07_001086_20030227
1_1_2_LE07_001086_20030502	02-05-2003	1_1_2_LE07_001086_20030502
1_1_2_LE07_001086_20030518	18-05-2003	1_1_2_LE07_001086_20030518
1_1_2_LE07_001086_20030721	21-07-2003	1_1_2_LE07_001086_20030721
1_1_2_LE07_001086_20030822	22-08-2003	1_1_2_LE07_001086_20030822
1_1_2_LE07_001086_20031110	10-11-2003	1_1_2_LE07_001086_20031110
1_1_2_LE07_001086_20031212	12-12-2003	1_1_2_LE07_001086_20031212
1_1_1_LT05_001086_20031220	20-12-2003	1_1_1_LT05_001086_20031220
1_1_2_LE07_001086_20031228	28-12-2003	1_1_2_LE07_001086_20031228
1_1_2_LE07_001086_20040113	13-01-2004	1_1_2_LE07_001086_20040113
1_1_1_LT05_001086_20040121	21-01-2004	1_1_1_LT05_001086_20040121
1_1_2_LE07_001086_20040129	29-01-2004	1_1_2_LE07_001086_20040129
1_1_1_LT05_001086_20040222	22-02-2004	1_1_1_LT05_001086_20040222
1_1_1_LT05_001086_20040309	09-03-2004	1_1_1_LT05_001086_20040309
1_1_2_LE07_001086_20040317	17-03-2004	1_1_2_LE07_001086_20040317
1_1_1_LT05_001086_20040325	25-03-2004	1_1_1_LT05_001086_20040325
1_1_1_LT05_001086_20040410	10-04-2004	1_1_1_LT05_001086_20040410
1_1_2_LE07_001086_20040418	18-04-2004	1_1_2_LE07_001086_20040418
1_1_1_LT05_001086_20040512	12-05-2004	1_1_1_LT05_001086_20040512

1_1_2_LE07_001086_20040605	05-06-2004	1_1_2_LE07_001086_20040605
1_1_1_LT05_001086_20040629	29-06-2004	1_1_1_LT05_001086_20040629
1_1_1_LT05_001086_20040731	31-07-2004	1_1_1_LT05_001086_20040731
1_1_1_LT05_001086_20040816	16-08-2004	1_1_1_LT05_001086_20040816
1_1_1_LT05_001086_20040901	01-09-2004	1_1_1_LT05_001086_20040901
1_1_2_LE07_001086_20040909	09-09-2004	1_1_2_LE07_001086_20040909
1_1_1_LT05_001086_20041019	19-10-2004	1_1_1_LT05_001086_20041019
1_1_2_LE07_001086_20041128	28-11-2004	1_1_2_LE07_001086_20041128
1_1_1_LT05_001086_20050107	07-01-2005	1_1_1_LT05_001086_20050107
1_1_2_LE07_001086_20050115	15-01-2005	1_1_2_LE07_001086_20050115
1_1_1_LT05_001086_20050123	23-01-2005	1_1_1_LT05_001086_20050123
1_1_2_LE07_001086_20050131	31-01-2005	1_1_2_LE07_001086_20050131
1_1_1_LT05_001086_20050208	08-02-2005	1_1_1_LT05_001086_20050208
1_1_2_LE07_001086_20050216	16-02-2005	1_1_2_LE07_001086_20050216
1_1_1_LT05_001086_20050224	24-02-2005	1_1_1_LT05_001086_20050224
1_1_2_LE07_001086_20050304	04-03-2005	1_1_2_LE07_001086_20050304
1_1_1_LT05_001086_20050413	13-04-2005	1_1_1_LT05_001086_20050413
1_1_2_LE07_001086_20050421	21-04-2005	1_1_2_LE07_001086_20050421
1_1_2_LE07_001086_20050608	08-06-2005	1_1_2_LE07_001086_20050608
1_1_1_LT05_001086_20050616	16-06-2005	1_1_1_LT05_001086_20050616
1_1_1_LT05_001086_20050702	02-07-2005	1_1_1_LT05_001086_20050702
1_1_2_LE07_001086_20050710	10-07-2005	1_1_2_LE07_001086_20050710
1_1_1_LT05_001086_20050718	18-07-2005	1_1_1_LT05_001086_20050718
1_1_2_LE07_001086_20050912	12-09-2005	1_1_2_LE07_001086_20050912
1_1_1_LT05_001086_20050920	20-09-2005	1_1_1_LT05_001086_20050920
1_1_2_LE07_001086_20051014	14-10-2005	1_1_2_LE07_001086_20051014
1_1_1_LT05_001086_20051022	22-10-2005	1_1_1_LT05_001086_20051022
1_1_2_LE07_001086_20051030	30-10-2005	1_1_2_LE07_001086_20051030
1_1_1_LT05_001086_20051107	07-11-2005	1_1_1_LT05_001086_20051107
1_1_2_LE07_001086_20051201	01-12-2005	1_1_2_LE07_001086_20051201
1_1_2_LE07_001086_20051217	17-12-2005	1_1_2_LE07_001086_20051217
1_1_2_LE07_001086_20060102	02-01-2006	1_1_2_LE07_001086_20060102
1_1_1_LT05_001086_20060126	26-01-2006	1_1_1_LT05_001086_20060126
1_1_2_LE07_001086_20060203	03-02-2006	1_1_2_LE07_001086_20060203
1_1_1_LT05_001086_20060211	11-02-2006	1_1_1_LT05_001086_20060211
1_1_2_LE07_001086_20060219	19-02-2006	1_1_2_LE07_001086_20060219
1_1_1_LT05_001086_20060227	27-02-2006	1_1_1_LT05_001086_20060227
1_1_2_LE07_001086_20060307	07-03-2006	1_1_2_LE07_001086_20060307
1_1_2_LE07_001086_20060408	08-04-2006	1_1_2_LE07_001086_20060408
1_1_1_LT05_001086_20060416	16-04-2006	1_1_1_LT05_001086_20060416
1_1_2_LE07_001086_20060713	13-07-2006	1_1_2_LE07_001086_20060713
1_1_2_LE07_001086_20060729	29-07-2006	1_1_2_LE07_001086_20060729
1_1_1_LT05_001086_20060822	22-08-2006	1_1_1_LT05_001086_20060822

1_1_1_LT05_001086_20061025	25-10-2006	1_1_1_LT05_001086_20061025
1_1_2_LE07_001086_20061118	18-11-2006	1_1_2_LE07_001086_20061118
1_1_1_LT05_001086_20061126	26-11-2006	1_1_1_LT05_001086_20061126
1_1_2_LE07_001086_20061204	04-12-2006	1_1_2_LE07_001086_20061204
1_1_1_LT05_001086_20061228	28-12-2006	1_1_1_LT05_001086_20061228
1_1_2_LE07_001086_20070105	05-01-2007	1_1_2_LE07_001086_20070105
1_1_1_LT05_001086_20070129	29-01-2007	1_1_1_LT05_001086_20070129
1_1_2_LE07_001086_20070206	06-02-2007	1_1_2_LE07_001086_20070206
1_1_2_LE07_001086_20070310	10-03-2007	1_1_2_LE07_001086_20070310
1_1_1_LT05_001086_20070318	18-03-2007	1_1_1_LT05_001086_20070318
1_1_1_LT05_001086_20070403	03-04-2007	1_1_1_LT05_001086_20070403
1_1_2_LE07_001086_20070427	27-04-2007	1_1_2_LE07_001086_20070427
1_1_1_LT05_001086_20070521	21-05-2007	1_1_1_LT05_001086_20070521
1_1_1_LT05_001086_20070708	08-07-2007	1_1_1_LT05_001086_20070708
1_1_2_LE07_001086_20070801	01-08-2007	1_1_2_LE07_001086_20070801
1_1_1_LT05_001086_20070809	09-08-2007	1_1_1_LT05_001086_20070809
1_1_2_LE07_001086_20070817	17-08-2007	1_1_2_LE07_001086_20070817
1_1_2_LE07_001086_20070918	18-09-2007	1_1_2_LE07_001086_20070918
1_1_2_LE07_001086_20071105	05-11-2007	1_1_2_LE07_001086_20071105
1_1_2_LE07_001086_20071223	23-12-2007	1_1_2_LE07_001086_20071223
1_1_1_LT05_001086_20080116	16-01-2008	1_1_1_LT05_001086_20080116
1_1_1_LT05_001086_20080201	01-02-2008	1_1_1_LT05_001086_20080201
1_1_2_LE07_001086_20080209	09-02-2008	1_1_2_LE07_001086_20080209
1_1_2_LE07_001086_20080225	25-02-2008	1_1_2_LE07_001086_20080225
1_1_1_LT05_001086_20080304	04-03-2008	1_1_1_LT05_001086_20080304
1_1_2_LE07_001086_20080312	12-03-2008	1_1_2_LE07_001086_20080312
1_1_2_LE07_001086_20080328	28-03-2008	1_1_2_LE07_001086_20080328
1_1_2_LE07_001086_20080413	13-04-2008	1_1_2_LE07_001086_20080413
1_1_2_LE07_001086_20080429	29-04-2008	1_1_2_LE07_001086_20080429
1_1_2_LE07_001086_20080515	15-05-2008	1_1_2_LE07_001086_20080515
1_1_2_LE07_001086_20080616	16-06-2008	1_1_2_LE07_001086_20080616
1_1_2_LE07_001086_20080904	04-09-2008	1_1_2_LE07_001086_20080904
1_1_2_LE07_001086_20080920	20-09-2008	1_1_2_LE07_001086_20080920
1_1_1_LT05_001086_20080928	28-09-2008	1_1_1_LT05_001086_20080928
1_1_2_LE07_001086_20081006	06-10-2008	1_1_2_LE07_001086_20081006
1_1_1_LT05_001086_20081014	14-10-2008	1_1_1_LT05_001086_20081014
1_1_2_LE07_001086_20081022	22-10-2008	1_1_2_LE07_001086_20081022
1_1_1_LT05_001086_20081030	30-10-2008	1_1_1_LT05_001086_20081030
1_1_1_LT05_001086_20081201	01-12-2008	1_1_1_LT05_001086_20081201
1_1_2_LE07_001086_20081209	09-12-2008	1_1_2_LE07_001086_20081209
1_1_2_LE07_001086_20081225	25-12-2008	1_1_2_LE07_001086_20081225
1_1_1_LT05_001086_20090102	02-01-2009	1_1_1_LT05_001086_20090102
1_1_2_LE07_001086_20090110	10-01-2009	1_1_2_LE07_001086_20090110

1_1_1_LT05_001086_20090118	18-01-2009	1_1_1_LT05_001086_20090118
1_1_2_LE07_001086_20090126	26-01-2009	1_1_2_LE07_001086_20090126
1_1_2_LE07_001086_20090211	11-02-2009	1_1_2_LE07_001086_20090211
1_1_2_LE07_001086_20090227	27-02-2009	1_1_2_LE07_001086_20090227
1_1_1_LT05_001086_20090307	07-03-2009	1_1_1_LT05_001086_20090307
1_1_2_LE07_001086_20090315	15-03-2009	1_1_2_LE07_001086_20090315
1_1_2_LE07_001086_20090331	31-03-2009	1_1_2_LE07_001086_20090331
1_1_2_LE07_001086_20090518	18-05-2009	1_1_2_LE07_001086_20090518
1_1_2_LE07_001086_20090907	07-09-2009	1_1_2_LE07_001086_20090907
1_1_1_LT05_001086_20090915	15-09-2009	1_1_1_LT05_001086_20090915
1_1_2_LE07_001086_20090923	23-09-2009	1_1_2_LE07_001086_20090923
1_1_2_LE07_001086_20091110	10-11-2009	1_1_2_LE07_001086_20091110
1_1_2_LE07_001086_20091126	26-11-2009	1_1_2_LE07_001086_20091126
1_1_2_LE07_001086_20091212	12-12-2009	1_1_2_LE07_001086_20091212
1_1_1_LT05_001086_20100121	21-01-2010	1_1_1_LT05_001086_20100121
1_1_2_LE07_001086_20100214	14-02-2010	1_1_2_LE07_001086_20100214
1_1_2_LE07_001086_20100403	03-04-2010	1_1_2_LE07_001086_20100403
1_1_2_LE07_001086_20100521	21-05-2010	1_1_2_LE07_001086_20100521
1_1_2_LE07_001086_20100809	09-08-2010	1_1_2_LE07_001086_20100809
1_1_2_LE07_001086_20100910	10-09-2010	1_1_2_LE07_001086_20100910
1_1_2_LE07_001086_20101113	13-11-2010	1_1_2_LE07_001086_20101113
1_1_1_LT05_001086_20110108	08-01-2011	1_1_1_LT05_001086_20110108
1_1_1_LT05_001086_20110124	24-01-2011	1_1_1_LT05_001086_20110124
1_1_2_LE07_001086_20110201	01-02-2011	1_1_2_LE07_001086_20110201
1_1_1_LT05_001086_20110225	25-02-2011	1_1_1_LT05_001086_20110225
1_1_1_LT05_001086_20110329	29-03-2011	1_1_1_LT05_001086_20110329
1_1_2_LE07_001086_20110508	08-05-2011	1_1_2_LE07_001086_20110508
1_1_2_LE07_001086_20110625	25-06-2011	1_1_2_LE07_001086_20110625
1_1_2_LE07_001086_20110913	13-09-2011	1_1_2_LE07_001086_20110913
1_1_2_LE07_001086_20111031	31-10-2011	1_1_2_LE07_001086_20111031
1_1_2_LE07_001086_20111116	16-11-2011	1_1_2_LE07_001086_20111116
1_1_2_LE07_001086_20111218	18-12-2011	1_1_2_LE07_001086_20111218
1_1_2_LE07_001086_20120103	03-01-2012	1_1_2_LE07_001086_20120103
1_1_2_LE07_001086_20120119	19-01-2012	1_1_2_LE07_001086_20120119
1_1_2_LE07_001086_20120220	20-02-2012	1_1_2_LE07_001086_20120220
1_1_2_LE07_001086_20120307	07-03-2012	1_1_2_LE07_001086_20120307
1_1_2_LE07_001086_20120323	23-03-2012	1_1_2_LE07_001086_20120323
1_1_2_LE07_001086_20120713	13-07-2012	1_1_2_LE07_001086_20120713
1_1_2_LE07_001086_20120729	29-07-2012	1_1_2_LE07_001086_20120729
1_1_2_LE07_001086_20121118	18-11-2012	1_1_2_LE07_001086_20121118
1_1_2_LE07_001086_20121204	04-12-2012	1_1_2_LE07_001086_20121204
1_1_2_LE07_001086_20130105	05-01-2013	1_1_2_LE07_001086_20130105
1_1_2_LE07_001086_20130206	06-02-2013	1_1_2_LE07_001086_20130206

1_1_2_LE07_001086_20130222	22-02-2013	1_1_2_LE07_001086_20130222
1_1_2_LE07_001086_20130310	10-03-2013	1_1_2_LE07_001086_20130310
1_1_2_LE07_001086_20130326	26-03-2013	1_1_2_LE07_001086_20130326
1_2_LC08_233086_20130328	28-03-2013	1_2_LC08_233086_20130328
1_1_2_LE07_001086_20130411	11-04-2013	1_1_2_LE07_001086_20130411
1_2_LC08_001086_20130505	05-05-2013	1_2_LC08_001086_20130505
1_2_LC08_001086_20130521	21-05-2013	1_2_LC08_001086_20130521
1_2_LC08_001086_20130606	06-06-2013	1_2_LC08_001086_20130606
1_1_2_LE07_001086_20130716	16-07-2013	1_1_2_LE07_001086_20130716
1_2_LC08_001086_20130724	24-07-2013	1_2_LC08_001086_20130724
1_2_LC08_001086_20130809	09-08-2013	1_2_LC08_001086_20130809
1_1_2_LE07_001086_20130817	17-08-2013	1_1_2_LE07_001086_20130817
1_1_2_LE07_001086_20130918	18-09-2013	1_1_2_LE07_001086_20130918
1_2_LC08_001086_20130926	26-09-2013	1_2_LC08_001086_20130926
1_2_LC08_001086_20131012	12-10-2013	1_2_LC08_001086_20131012
1_1_2_LE07_001086_20131105	05-11-2013	1_1_2_LE07_001086_20131105
1_2_LC08_001086_20131113	13-11-2013	1_2_LC08_001086_20131113
1_1_2_LE07_001086_20131121	21-11-2013	1_1_2_LE07_001086_20131121
1_2_LC08_001086_20131129	29-11-2013	1_2_LC08_001086_20131129
1_1_2_LE07_001086_20131207	07-12-2013	1_1_2_LE07_001086_20131207
1_2_LC08_001086_20131215	15-12-2013	1_2_LC08_001086_20131215
1_1_2_LE07_001086_20131223	23-12-2013	1_1_2_LE07_001086_20131223
1_2_LC08_001086_20131231	31-12-2013	1_2_LC08_001086_20131231
1_1_2_LE07_001086_20140108	08-01-2014	1_1_2_LE07_001086_20140108
1_2_LC08_001086_20140116	16-01-2014	1_2_LC08_001086_20140116
1_1_2_LE07_001086_20140124	24-01-2014	1_1_2_LE07_001086_20140124
1_2_LC08_001086_20140201	01-02-2014	1_2_LC08_001086_20140201
1_1_2_LE07_001086_20140209	09-02-2014	1_1_2_LE07_001086_20140209
1_2_LC08_001086_20140217	17-02-2014	1_2_LC08_001086_20140217
1_1_2_LE07_001086_20140225	25-02-2014	1_1_2_LE07_001086_20140225
1_2_LC08_001086_20140305	05-03-2014	1_2_LC08_001086_20140305
1_1_2_LE07_001086_20140313	13-03-2014	1_1_2_LE07_001086_20140313
1_2_LC08_001086_20140321	21-03-2014	1_2_LC08_001086_20140321
1_1_2_LE07_001086_20140414	14-04-2014	1_1_2_LE07_001086_20140414
1_2_LC08_001086_20140422	22-04-2014	1_2_LC08_001086_20140422
1_1_2_LE07_001086_20140516	16-05-2014	1_1_2_LE07_001086_20140516
1_2_LC08_001086_20140524	24-05-2014	1_2_LC08_001086_20140524
1_1_2_LE07_001086_20140617	17-06-2014	1_1_2_LE07_001086_20140617
1_1_2_LE07_001086_20140719	19-07-2014	1_1_2_LE07_001086_20140719
1_2_LC08_001086_20140812	12-08-2014	1_2_LC08_001086_20140812
1_2_LC08_001086_20140913	13-09-2014	1_2_LC08_001086_20140913
1_1_2_LE07_001086_20141023	23-10-2014	1_1_2_LE07_001086_20141023
1_2_LC08_001086_20141031	31-10-2014	1_2_LC08_001086_20141031

1_1_2_LE07_001086_20141108	08-11-2014	1_1_2_LE07_001086_20141108
1_2_LC08_001086_20141116	16-11-2014	1_2_LC08_001086_20141116
1_2_LC08_001086_20141202	02-12-2014	1_2_LC08_001086_20141202
1_2_LC08_001086_20141218	18-12-2014	1_2_LC08_001086_20141218
1_1_2_LE07_001086_20141226	26-12-2014	1_1_2_LE07_001086_20141226
1_2_LC08_001086_20150103	03-01-2015	1_2_LC08_001086_20150103
1_1_2_LE07_001086_20150111	11-01-2015	1_1_2_LE07_001086_20150111
1_2_LC08_001086_20150119	19-01-2015	1_2_LC08_001086_20150119
1_1_2_LE07_001086_20150127	27-01-2015	1_1_2_LE07_001086_20150127
1_2_LC08_001086_20150204	04-02-2015	1_2_LC08_001086_20150204
1_1_2_LE07_001086_20150212	12-02-2015	1_1_2_LE07_001086_20150212
1_2_LC08_001086_20150220	20-02-2015	1_2_LC08_001086_20150220
1_2_LC08_001086_20150308	08-03-2015	1_2_LC08_001086_20150308
1_1_2_LE07_001086_20150316	16-03-2015	1_1_2_LE07_001086_20150316
1_2_LC08_001086_20150324	24-03-2015	1_2_LC08_001086_20150324
1_2_LC08_001086_20150409	09-04-2015	1_2_LC08_001086_20150409
1_2_LC08_001086_20150425	25-04-2015	1_2_LC08_001086_20150425
1_1_2_LE07_001086_20150503	03-05-2015	1_1_2_LE07_001086_20150503
1_2_LC08_001086_20150511	11-05-2015	1_2_LC08_001086_20150511
1_2_LC08_001086_20150628	28-06-2015	1_2_LC08_001086_20150628
1_2_LC08_001086_20150831	31-08-2015	1_2_LC08_001086_20150831
1_2_LC08_001086_20150916	16-09-2015	1_2_LC08_001086_20150916
1_1_2_LE07_001086_20151010	10-10-2015	1_1_2_LE07_001086_20151010
1_2_LC08_001086_20151103	03-11-2015	1_2_LC08_001086_20151103
1_2_LC08_001086_20151205	05-12-2015	1_2_LC08_001086_20151205
1_1_2_LE07_001086_20151229	29-12-2015	1_1_2_LE07_001086_20151229
1_2_LC08_001086_20160106	06-01-2016	1_2_LC08_001086_20160106
1_2_LC08_001086_20160122	22-01-2016	1_2_LC08_001086_20160122
1_1_2_LE07_001086_20160130	30-01-2016	1_1_2_LE07_001086_20160130
1_2_LC08_001086_20160207	07-02-2016	1_2_LC08_001086_20160207
1_1_2_LE07_001086_20160215	15-02-2016	1_1_2_LE07_001086_20160215
1_2_LC08_001086_20160223	23-02-2016	1_2_LC08_001086_20160223
1_1_2_LE07_001086_20160302	02-03-2016	1_1_2_LE07_001086_20160302
1_2_LC08_001086_20160310	10-03-2016	1_2_LC08_001086_20160310
1_1_2_LE07_001086_20160318	18-03-2016	1_1_2_LE07_001086_20160318
1_2_LC08_001086_20160326	26-03-2016	1_2_LC08_001086_20160326
1_1_2_LE07_001086_20160403	03-04-2016	1_1_2_LE07_001086_20160403
1_1_2_LE07_001086_20160521	21-05-2016	1_1_2_LE07_001086_20160521
1_1_2_LE07_001086_20160809	09-08-2016	1_1_2_LE07_001086_20160809
1_2_LC08_001086_20160902	02-09-2016	1_2_LC08_001086_20160902
1_2_LC08_001086_20160918	18-09-2016	1_2_LC08_001086_20160918
1_2_LC08_001086_20161020	20-10-2016	1_2_LC08_001086_20161020
1_1_2_LE07_001086_20161028	28-10-2016	1_1_2_LE07_001086_20161028

1_2_LC08_001086_20161105	05-11-2016	1_2_LC08_001086_20161105
1_2_LC08_001086_20161121	21-11-2016	1_2_LC08_001086_20161121
1_1_2_LE07_001086_20161129	29-11-2016	1_1_2_LE07_001086_20161129
1_2_LC08_001086_20161207	07-12-2016	1_2_LC08_001086_20161207
1_1_2_LE07_001086_20161215	15-12-2016	1_1_2_LE07_001086_20161215
1_2_LC08_001086_20161223	23-12-2016	1_2_LC08_001086_20161223
1_1_2_LE07_001086_20170116	16-01-2017	1_1_2_LE07_001086_20170116
1_2_LC08_001086_20170124	24-01-2017	1_2_LC08_001086_20170124
1_1_2_LE07_001086_20170201	01-02-2017	1_1_2_LE07_001086_20170201
1_2_LC08_001086_20170209	09-02-2017	1_2_LC08_001086_20170209
1_2_LC08_001086_20170225	25-02-2017	1_2_LC08_001086_20170225
1_1_2_LE07_001086_20170305	05-03-2017	1_1_2_LE07_001086_20170305
1_2_LC08_001086_20170313	13-03-2017	1_2_LC08_001086_20170313
1_1_2_LE07_001086_20170321	21-03-2017	1_1_2_LE07_001086_20170321
1_1_2_LE07_001086_20170422	22-04-2017	1_1_2_LE07_001086_20170422
1_2_LC08_001086_20170430	30-04-2017	1_2_LC08_001086_20170430
1_1_2_LE07_001086_20170524	24-05-2017	1_1_2_LE07_001086_20170524
1_2_LC08_001086_20170820	20-08-2017	1_2_LC08_001086_20170820
1_1_2_LE07_001086_20171015	15-10-2017	1_1_2_LE07_001086_20171015
1_2_LC08_001086_20171108	08-11-2017	1_2_LC08_001086_20171108
1_2_LC08_001086_20171124	24-11-2017	1_2_LC08_001086_20171124
1_1_2_LE07_001086_20171202	02-12-2017	1_1_2_LE07_001086_20171202
1_2_LC08_001086_20171210	10-12-2017	1_2_LC08_001086_20171210
1_1_2_LE07_001086_20171218	18-12-2017	1_1_2_LE07_001086_20171218
1_2_LC08_001086_20180111	11-01-2018	1_2_LC08_001086_20180111
1_1_2_LE07_001086_20180119	19-01-2018	1_1_2_LE07_001086_20180119
1_2_LC08_001086_20180127	27-01-2018	1_2_LC08_001086_20180127
1_1_2_LE07_001086_20180204	04-02-2018	1_1_2_LE07_001086_20180204
1_2_LC08_001086_20180212	12-02-2018	1_2_LC08_001086_20180212
1_2_LC08_001086_20180228	28-02-2018	1_2_LC08_001086_20180228
1_1_2_LE07_001086_20180308	08-03-2018	1_1_2_LE07_001086_20180308
1_1_2_LE07_001086_20180324	24-03-2018	1_1_2_LE07_001086_20180324
1_2_LC08_001086_20180401	01-04-2018	1_2_LC08_001086_20180401
1_2_LC08_001086_20180417	17-04-2018	1_2_LC08_001086_20180417
1_1_2_LE07_001086_20180425	25-04-2018	1_1_2_LE07_001086_20180425
1_1_2_LE07_001086_20180511	11-05-2018	1_1_2_LE07_001086_20180511
1_2_LC08_001086_20180722	22-07-2018	1_2_LC08_001086_20180722
1_1_2_LE07_001086_20180730	30-07-2018	1_1_2_LE07_001086_20180730
1_1_2_LE07_001086_20180815	15-08-2018	1_1_2_LE07_001086_20180815
1_2_LC08_001086_20180908	08-09-2018	1_2_LC08_001086_20180908
1_2_LC08_001086_20180924	24-09-2018	1_2_LC08_001086_20180924
1_2_LC08_001086_20181010	10-10-2018	1_2_LC08_001086_20181010
1_1_2_LE07_001086_20181119	19-11-2018	1_1_2_LE07_001086_20181119

1_2_LC08_001086_20181127	27-11-2018	1_2_LC08_001086_20181127
1_1_2_LE07_001086_20181205	05-12-2018	1_1_2_LE07_001086_20181205
1_1_2_LE07_001086_20181221	21-12-2018	1_1_2_LE07_001086_20181221
1_1_2_LE07_001086_20190106	06-01-2019	1_1_2_LE07_001086_20190106
1_2_LC08_001086_20190114	14-01-2019	1_2_LC08_001086_20190114
1_1_2_LE07_001086_20190122	22-01-2019	1_1_2_LE07_001086_20190122
1_2_LC08_001086_20190130	30-01-2019	1_2_LC08_001086_20190130
1_1_2_LE07_001086_20190207	07-02-2019	1_1_2_LE07_001086_20190207
1_2_LC08_001086_20190215	15-02-2019	1_2_LC08_001086_20190215
1_1_2_LE07_001086_20190223	23-02-2019	1_1_2_LE07_001086_20190223
1_1_2_LE07_001086_20190311	11-03-2019	1_1_2_LE07_001086_20190311
1_2_LC08_001086_20190319	19-03-2019	1_2_LC08_001086_20190319
1_1_2_LE07_001086_20190514	14-05-2019	1_1_2_LE07_001086_20190514
1_2_LC08_001086_20190522	22-05-2019	1_2_LC08_001086_20190522
1_1_2_LE07_001086_20190615	15-06-2019	1_1_2_LE07_001086_20190615
1_1_2_LE07_001086_20190701	01-07-2019	1_1_2_LE07_001086_20190701
1_1_2_LE07_001086_20190802	02-08-2019	1_1_2_LE07_001086_20190802
1_1_2_LE07_001086_20190903	03-09-2019	1_1_2_LE07_001086_20190903
1_2_LC08_001086_20190911	11-09-2019	1_2_LC08_001086_20190911
1_1_2_LE07_001086_20190919	19-09-2019	1_1_2_LE07_001086_20190919
1_2_LC08_001086_20191013	13-10-2019	1_2_LC08_001086_20191013
1_1_2_LE07_001086_20191021	21-10-2019	1_1_2_LE07_001086_20191021
1_1_2_LE07_001086_20191106	06-11-2019	1_1_2_LE07_001086_20191106
1_2_LC08_001086_20191114	14-11-2019	1_2_LC08_001086_20191114
1_2_LC08_001086_20191130	30-11-2019	1_2_LC08_001086_20191130
1_1_2_LE07_001086_20191208	08-12-2019	1_1_2_LE07_001086_20191208
1_2_LC08_001086_20191216	16-12-2019	1_2_LC08_001086_20191216
1_2_LC08_001086_20200101	01-01-2020	1_2_LC08_001086_20200101
1_2_LC08_001086_20200117	17-01-2020	1_2_LC08_001086_20200117
1_1_2_LE07_001086_20200125	25-01-2020	1_1_2_LE07_001086_20200125
1_2_LC08_001086_20200202	02-02-2020	1_2_LC08_001086_20200202
1_1_2_LE07_001086_20200210	10-02-2020	1_1_2_LE07_001086_20200210
1_2_LC08_001086_20200218	18-02-2020	1_2_LC08_001086_20200218
1_1_2_LE07_001086_20200226	26-02-2020	1_1_2_LE07_001086_20200226
1_2_LC08_001086_20200305	05-03-2020	1_2_LC08_001086_20200305
1_1_2_LE07_001086_20200329	29-03-2020	1_1_2_LE07_001086_20200329
1_2_LC08_001086_20200406	06-04-2020	1_2_LC08_001086_20200406
1_1_2_LE07_001086_20200414	14-04-2020	1_1_2_LE07_001086_20200414
1_2_LC08_001086_20200422	22-04-2020	1_2_LC08_001086_20200422
1_1_2_LE07_001086_20200430	30-04-2020	1_1_2_LE07_001086_20200430
1_1_2_LE07_001086_20200601	01-06-2020	1_1_2_LE07_001086_20200601
1_2_LC08_001086_20200727	27-07-2020	1_2_LC08_001086_20200727
1_1_2_LE07_001086_20200820	20-08-2020	1_1_2_LE07_001086_20200820

1_1_2_LE07_001086_20201007	07-10-2020	1_1_2_LE07_001086_20201007
1_2_LC08_001086_20201015	15-10-2020	1_2_LC08_001086_20201015
1_1_2_LE07_001086_20201023	23-10-2020	1_1_2_LE07_001086_20201023
1_2_LC08_001086_20201031	31-10-2020	1_2_LC08_001086_20201031
1_1_2_LE07_001086_20201108	08-11-2020	1_1_2_LE07_001086_20201108
1_2_LC08_001086_20201116	16-11-2020	1_2_LC08_001086_20201116
1_1_2_LE07_001086_20201226	26-12-2020	1_1_2_LE07_001086_20201226
1_2_LC08_001086_20210103	03-01-2021	1_2_LC08_001086_20210103
1_2_LC08_001086_20210119	19-01-2021	1_2_LC08_001086_20210119
1_1_2_LE07_001086_20210127	27-01-2021	1_1_2_LE07_001086_20210127
1_2_LC08_001086_20210204	04-02-2021	1_2_LC08_001086_20210204
1_2_LC08_001086_20210220	20-02-2021	1_2_LC08_001086_20210220
1_1_2_LE07_001086_20210228	28-02-2021	1_1_2_LE07_001086_20210228
1_2_LC08_001086_20210308	08-03-2021	1_2_LC08_001086_20210308
1_2_LC08_001086_20210324	24-03-2021	1_2_LC08_001086_20210324
1_2_LC08_001086_20210425	25-04-2021	1_2_LC08_001086_20210425
1_2_LC08_001086_20210511	11-05-2021	1_2_LC08_001086_20210511
1_2_LC08_001086_20210628	28-06-2021	1_2_LC08_001086_20210628
1_1_2_LE07_001086_20210807	07-08-2021	1_1_2_LE07_001086_20210807
1_1_2_LE07_001086_20210823	23-08-2021	1_1_2_LE07_001086_20210823
1_1_2_LE07_001086_20210908	08-09-2021	1_1_2_LE07_001086_20210908
1_2_LC08_001086_20210916	16-09-2021	1_2_LC08_001086_20210916
1_1_2_LE07_001086_20210924	24-09-2021	1_1_2_LE07_001086_20210924
1_2_LC08_001086_20211018	18-10-2021	1_2_LC08_001086_20211018
1_1_2_LE07_001086_20211026	26-10-2021	1_1_2_LE07_001086_20211026
2_LC09_001086_20211107	07-11-2021	2_LC09_001086_20211107
2_LC09_002086_20211117	17-11-2021	2_LC09_002086_20211117
1_2_LC08_001086_20211119	19-11-2021	1_2_LC08_001086_20211119
1_2_LC08_001086_20211205	05-12-2021	1_2_LC08_001086_20211205
1_2_LC08_001086_20211221	21-12-2021	1_2_LC08_001086_20211221
1_2_LC08_001086_20220106	06-01-2022	1_2_LC08_001086_20220106
1_1_2_LE07_001086_20220114	14-01-2022	1_1_2_LE07_001086_20220114
1_2_LC08_001086_20220207	07-02-2022	1_2_LC08_001086_20220207
1_2_LC08_001086_20220311	11-03-2022	1_2_LC08_001086_20220311
1_2_LC08_001086_20220327	27-03-2022	1_2_LC08_001086_20220327
1_1_2_LE07_001086_20220404	04-04-2022	1_1_2_LE07_001086_20220404
2_LC09_001086_20220404	04-04-2022	2_LC09_001086_20220404
1_2_LC08_001086_20220412	12-04-2022	1_2_LC08_001086_20220412
2_LC09_001086_20220420	20-04-2022	2_LC09_001086_20220420
1_2_LC08_001086_20220428	28-04-2022	1_2_LC08_001086_20220428
2_LC09_001086_20220506	06-05-2022	2_LC09_001086_20220506
1_1_2_LE07_233086_20220507	07-05-2022	1_1_2_LE07_233086_20220507
1_2_LC08_001086_20220530	30-05-2022	1_2_LC08_001086_20220530

1_2_LC08_001086_20220802	02-08-2022	1_2_LC08_001086_20220802
1_2_LC08_001086_20220818	18-08-2022	1_2_LC08_001086_20220818
1_2_LC08_001086_20220903	03-09-2022	1_2_LC08_001086_20220903
1_2_LC08_001086_20220919	19-09-2022	1_2_LC08_001086_20220919
2_LC09_001086_20220927	27-09-2022	2_LC09_001086_20220927
2_LC09_001086_20221013	13-10-2022	2_LC09_001086_20221013
1_2_LC08_001086_20221021	21-10-2022	1_2_LC08_001086_20221021
1_2_LC08_001086_20221122	22-11-2022	1_2_LC08_001086_20221122
1_1_2_LE07_001086_20221127	27-11-2022	1_1_2_LE07_001086_20221127
1_1_2_LE07_001086_20221202	02-12-2022	1_1_2_LE07_001086_20221202
1_1_2_LE07_233086_20221214	14-12-2022	1_1_2_LE07_233086_20221214
2_LC09_001086_20221216	16-12-2022	2_LC09_001086_20221216
1_2_LC08_001086_20221224	24-12-2022	1_2_LC08_001086_20221224
1_2_LC08_001086_20230109	09-01-2023	1_2_LC08_001086_20230109
2_LC09_001086_20230117	17-01-2023	2_LC09_001086_20230117
1_1_2_LE07_001086_20230122	22-01-2023	1_1_2_LE07_001086_20230122
1_2_LC08_001086_20230125	25-01-2023	1_2_LC08_001086_20230125
2_LC09_001086_20230202	02-02-2023	2_LC09_001086_20230202
1_1_2_LE07_001086_20230208	08-02-2023	1_1_2_LE07_001086_20230208
1_2_LC08_001086_20230210	10-02-2023	1_2_LC08_001086_20230210
2_LC09_001086_20230218	18-02-2023	2_LC09_001086_20230218
1_2_LC08_001086_20230226	26-02-2023	1_2_LC08_001086_20230226
1_1_2_LE07_001086_20230302	02-03-2023	1_1_2_LE07_001086_20230302
1_2_LC08_001086_20230314	14-03-2023	1_2_LC08_001086_20230314
1_1_2_LE07_001086_20230319	19-03-2023	1_1_2_LE07_001086_20230319
2_LC09_001086_20230322	22-03-2023	2_LC09_001086_20230322
1_1_2_LE07_001086_20230324	24-03-2023	1_1_2_LE07_001086_20230324
1_2_LC08_001086_20230330	30-03-2023	1_2_LC08_001086_20230330
2_LC09_001086_20230407	07-04-2023	2_LC09_001086_20230407
1_2_LC08_001086_20230415	15-04-2023	1_2_LC08_001086_20230415
2_LC09_001086_20230423	23-04-2023	2_LC09_001086_20230423
1_2_LC08_001086_20230501	01-05-2023	1_2_LC08_001086_20230501
2_LC09_001086_20230509	09-05-2023	2_LC09_001086_20230509
2_LC09_001086_20230930	30-09-2023	2_LC09_001086_20230930
2_LC09_001086_20231016	16-10-2023	2_LC09_001086_20231016
1_2_LC08_001086_20231024	24-10-2023	1_2_LC08_001086_20231024
1_2_LC08_001086_20231109	09-11-2023	1_2_LC08_001086_20231109
1_1_2_LE07_001086_20231114	14-11-2023	1_1_2_LE07_001086_20231114
2_LC09_001086_20231203	03-12-2023	2_LC09_001086_20231203
2_LC09_001086_20231219	19-12-2023	2_LC09_001086_20231219
2_LC09_001086_20240104	04-01-2024	2_LC09_001086_20240104
1_2_LC08_001086_20240112	12-01-2024	1_2_LC08_001086_20240112
2_LC09_001086_20240120	20-01-2024	2_LC09_001086_20240120

1_2_LC08_001086_20240213	13-02-2024	1_2_LC08_001086_20240213
1_2_LC08_001086_20240229	29-02-2024	1_2_LC08_001086_20240229
1_2_LC08_001086_20240316	16-03-2024	1_2_LC08_001086_20240316
2_LC09_001086_20240324	24-03-2024	2_LC09_001086_20240324
1_2_LC08_001086_20240401	01-04-2024	1_2_LC08_001086_20240401
2_LC09_001086_20240409	09-04-2024	2_LC09_001086_20240409
2_LC09_001086_20240628	28-06-2024	2_LC09_001086_20240628
1_2_LC08_001086_20240706	06-07-2024	1_2_LC08_001086_20240706
1_2_LC08_001086_20240722	22-07-2024	1_2_LC08_001086_20240722
1_2_LC08_001086_20240807	07-08-2024	1_2_LC08_001086_20240807
2_LC09_001086_20240815	15-08-2024	2_LC09_001086_20240815
2_LC09_001086_20240831	31-08-2024	2_LC09_001086_20240831
1_2_LC08_001086_20240908	08-09-2024	1_2_LC08_001086_20240908
1_2_LC08_001086_20240924	24-09-2024	1_2_LC08_001086_20240924
2_LC09_001086_20241002	02-10-2024	2_LC09_001086_20241002
2_LC09_001086_20241018	18-10-2024	2_LC09_001086_20241018
1_2_LC08_001086_20241026	26-10-2024	1_2_LC08_001086_20241026
1_2_LC08_001086_20241127	27-11-2024	1_2_LC08_001086_20241127
1_2_LC08_001086_20241213	13-12-2024	1_2_LC08_001086_20241213
2_LC09_001086_20241221	21-12-2024	2_LC09_001086_20241221
1_2_LC08_001086_20241229	29-12-2024	1_2_LC08_001086_20241229
2_LC09_001086_20250106	06-01-2025	2_LC09_001086_20250106
1_2_LC08_001086_20250114	14-01-2025	1_2_LC08_001086_20250114
2_LC09_001086_20250122	22-01-2025	2_LC09_001086_20250122
1_2_LC08_001086_20250130	30-01-2025	1_2_LC08_001086_20250130
2_LC09_001086_20250207	07-02-2025	2_LC09_001086_20250207
1_2_LC08_001086_20250215	15-02-2025	1_2_LC08_001086_20250215
2_LC09_001086_20250223	23-02-2025	2_LC09_001086_20250223
2_LC09_001086_20250311	11-03-2025	2_LC09_001086_20250311
1_2_LC08_001086_20250319	19-03-2025	1_2_LC08_001086_20250319
2_LC09_001086_20250412	12-04-2025	2_LC09_001086_20250412
1_2_LC08_001086_20250420	20-04-2025	1_2_LC08_001086_20250420
2_LC09_001086_20250428	28-04-2025	2_LC09_001086_20250428
2_LC09_001086_20250514	14-05-2025	2_LC09_001086_20250514
2_LC09_001086_20250530	30-05-2025	2_LC09_001086_20250530
1_2_LC08_001086_20250623	23-06-2025	1_2_LC08_001086_20250623
2_LC09_001086_20250701	01-07-2025	2_LC09_001086_20250701
1_2_LC08_001086_20250709	09-07-2025	1_2_LC08_001086_20250709
2_LC09_001086_20250717	17-07-2025	2_LC09_001086_20250717
1_2_LC08_001086_20250826	26-08-2025	1_2_LC08_001086_20250826
1_2_LC08_001086_20250927	27-09-2025	1_2_LC08_001086_20250927
1_2_LC08_001086_20251013	13-10-2025	1_2_LC08_001086_20251013
1_2_LC08_001086_20251029	29-10-2025	1_2_LC08_001086_20251029

1_2_LC08_001086_20251114	14-11-2025	1_2_LC08_001086_20251114
2_LC09_001086_20251122	22-11-2025	2_LC09_001086_20251122