

## 이식수목의 현황 평가를 위한 위성영상 기반 원격탐사 식생지수 적용 연구

최미나<sup>1,2</sup>, 이도훈<sup>1</sup>, 장문정<sup>1</sup>, 김동주<sup>1</sup>, 이선미<sup>1</sup>, 문윤정<sup>1</sup>, 권용성<sup>1,2,\*</sup>

<sup>1</sup>국립생태원 환경영향평가팀, <sup>2</sup>국립군산대학교 토목환경공학부

## Application of satellite remote sensing-based vegetation index for evaluation of transplanted tree status

Mi Na Choi<sup>1,2</sup>, Do-Hun Lee<sup>1</sup>, Moon-Jeong Jang<sup>1</sup>, Dong Ju Kim<sup>1</sup>, Sun Mi Lee<sup>1</sup>, Yoon Jung Moon<sup>1</sup> and Yong Sung Kwon<sup>1,2,\*</sup>

<sup>1</sup>Division of Ecological Assessment, National Institute of Ecology, Seocheon 33657, Republic of Korea

<sup>2</sup>Department of Environmental Engineering, Kunsan National University, Gunsan 54150, Republic of Korea

### Contribution to Environmental Biology

- This study aimed to evaluate the status of temporarily transplanted trees, an approach for mitigating forest damage caused by development projects.
- It is expected that the disproportion of the nature-humans relationship can be restored by effective management of mitigation techniques.

### \*Corresponding author

Yong Sung Kwon  
Tel. 041-950-5428  
E-mail. wizkys@nie.re.kr

Received: 17 November 2022

First revised: 20 December 2022

Second revised: 16 February 2023

Revision accepted: 6 March 2023

**Abstract:** Forest destruction is an inevitable result of the development processes. According to the environmental impact assessment, over 10% of the destroyed trees need to be recycled and transplanted to minimize the impact of forest destruction. However, the rate of successful transplantation is low, leading to a high rate of tree death. This is attributable to a lack of consideration for environmental factors when choosing a temporary site for transplantation and inadequate management. To monitor transplanted trees, a field survey is essential; however, the spatio-temporal aspect is limited. This study evaluated the applicability of remote sensing for the effective monitoring of transplanted trees. Vegetation indices based on satellite remote sensing were derived to detect time-series changes in the status of the transplanted trees at three temporary transplantation sites. The mortality rate and vitality of transplanted trees before and after the transplant have a similar tendency to the changes in the vegetation indicators. The findings of this study showed that vegetation indices increased after transplantation of trees and decreased as the death rate increased and vitality decreased over time. This study presents a method for assessing newly transplanted trees using satellite images. The approach of utilizing satellite photos and the vegetation index is expected to detect changes in trees that have been transplanted across the country and help to manage tree transplantation for the environmental impact assessment.

**Keywords:** temporary transplantation, transplanted tree, vegetation index, remote sensing, environmental impact assessment (EIA)

## 1. 서 론

개발사업으로 인한 산림 면적의 지속적인 감소는 국토 전체 중 산림 면적이 64%에 이르는 국내 특성을 고려할 때 불가피한 현상이다(Cho *et al.* 2009; Lee and Kang 2012; Lee *et al.* 2015). 산림 개발사업은 개발 대상 부지 내 형성된 자연 식생을 파괴하여 식물 다양성 감소를 불러온다(Park 2002). 이에 국내에서는 개발사업에 따른 자연환경영향 저감 및 지속가능한 발전을 위한 환경영향평가를 제도화하여 시행하고 있다. 해당 제도는 과도한 개발로부터 환경을 보전하기 위한 목적으로 사업에 따른 환경영향을 사전에 예측하여 평가하고 발생 가능한 영향을 최소화함과 동시에 효과적인 대응 방안을 마련하는 측면에 있어 중요한 국가 정책이다(Cho *et al.* 2008).

국내 환경영향평가 제도는 1977년에 환경보전법으로 실시 근거를 마련하였고(Ban *et al.* 2010), 1981년에는 개발에 따른 사전협의 조항이 규정되어 환경영향평가서의 작성이 이루어졌으며, 1993년에 이르러 환경영향평가법 및 시행령이 국가 법령으로 제정되었다(Cho 2020). 환경영향평가 제도에서는 개발 범위 내에 위치한 산림이 불가피하게 훼손될 경우 훼손수목량의 10% 이상을 재활용하거나 이식하도록 유도하고 있다(KEI 2017). 그러나 자생수목의 자랍새 및 조달청 고시수종을 대상으로 이식수목이 선정되고 이식대상지의 토양 및 환경 여건이 고려되지 않아 이식성공률이 낮으며, 수종 편중화에 따른 교목화 현상이 발생된다(Korea Land Development Corporation 1994). 대부분 수고가 높고 수관의 폭과 중량이 큰 교목층의 수목을 이식하기 때문에 효과적인 굴취 및 운반 편의성 등을 목적으로 가지치기와 뿌리자르기 등을 실시하고 있으며, 이로 인해 이식 후 활착률이 낮아 수목의 고사가 빈번하게 일어난다.

국내에서는 수목의 이식과 관련하여 수목의 활착성공률에 관한 연구, 일부 농업 및 원예 분야에서의 이식수목 활착성공률 향상에 관한 연구(Kim and Kim 2012; Na *et al.* 2014)가 앞서 수행되었으며, Kim (2005)의 연구에서는 자연 식생을 훼손지역에서 이식한 후 수목의 활착성공률을 비교하여 흉고직경이 낮은 나무를 이식적정수목으로 제시한 바 있다. 한편, Lee *et al.* (2015)이 도시건설로 인한 자생수목의 이식성공률을 수종 및 규격 단위로 구분하여 분석한 결과, 근원직경과 이식성공률 간에는 음의 상관관계가 있음을 확인하였다. 국외에서는 국내에 비해 관련 연구가

활발히 이루어지고 있으며, 앞선 국내의 연구 결과와 같이 소경목의 이식성공률이 대경목의 이식성공률보다 높게 나타나는 경향을 보고하고 있다(Watson 1985, 1986; Gilman 1989, 1990; Gilman *et al.* 1998; Gilman and Kane 1991; Watson 2005). 또한 미국묘목규격(American Standard for Nursery Stock)에서는 수목의 이식을 위해 규격 단위로 뿌리 크기 등의 항목을 명시하고 있지만(American Association of Nurserymen 1996), 전 세계적으로 개발로 인해 훼손된 지역에서 자생수목을 활용하는 부분에 관한 연구는 부족한 실정이다.

그동안 관련 연구에서 주로 이용되어 온 전통적인 현장 조사 방법은 전국 단위의 개발사업 등 넓은 지역을 대상으로 식생 피복 변화를 연구하는 부분에 있어 시공간적 제약에 따른 효율성 저하의 문제를 나타내므로 원격탐사 기술의 적용이 이에 대한 실용적 대안으로 고려될 수 있다(Langley *et al.* 2001; Nordberg and Evertson 2005). 최근 식생을 대상으로 원격탐사하는 데 있어 다양한 방법이 이용되고 있지만, 가장 선호되는 방법은 식생지수 산정을 통한 분석 방법이다. 1970년대에 개발된 식생지수는 식생 상태, 토지 피복 등을 성공적으로 평가할 수 있는 방법으로 알려져 있으며, 현장 샘플링의 시공간적 한계를 보완한다(Kerr and Ostrovsky 2003; Pettorelli *et al.* 2005; Huete *et al.* 2010). 그러나 여러 위성에서 사용하는 다분광 센서는 분광 및 공간해상도가 낮아 산림의 미묘한 변화 감지에 제약이 따르므로(Huete 2012), 이러한 부분의 개선을 위해 고해상도 위성 및 높은 분광해상도를 가진 초분광 센서를 이용한 연구들이 수행되어 왔다(Brantley *et al.* 2011; Wang *et al.* 2016; Hati *et al.* 2021). 초분광 센서는 식물 변화의 모니터링에 적합하다(Kureel *et al.* 2022). 최근에는 초분광 센서를 이용한 모니터링에 머신러닝 및 딥러닝 기술을 적용하여 식생건강성 및 질병을 평가하는 모델링 연구가 활발히 이루어지고 있다(Hawryło *et al.* 2018; Saleem *et al.* 2019; Li *et al.* 2021; Lees *et al.* 2022).

이와 같이 식생지수와 관련된 다양한 연구가 추진되어 왔음에도 불구하고 개발사업과 훼손, 그에 따른 자생수목의 이식에 있어 해당 방법을 적용한 사례는 보고된 바 없다. 이식수목의 성공적인 활착은 수목의 상태나 환경적인 요인이 중요하지만, 이식수목의 시계열적인 변화를 관찰하여 고사의 원인을 규명하고 발생을 방지하는 부분도 반드시 고려될 필요가 있다. 그러나 전국적인 단위에서 동시다발적으로 실시되는 개발사업과 그에 따른 훼손수목의 이

식 상태를 모니터링하는 것은 물리적인 어려움이 따른다.

이에 본 연구에서는 이식수목 조사 결과와 식생지수의 시계열 변화를 위성영상을 기반으로 분석하여 고사수목을 포함한 수목의 생육상태를 확인하였고 이를 통해 원격탐사 방법의 유용성 및 적용 가능성을 평가하고자 했다. 연구에 활용된 이식수목량, 고사수목량, 수목생육상태 자료는 2020년과 2021년 국립생태원에서 수행한 연구 결과를 이용하였다(Lee *et al.* 2020, 2021). 최대 10 m의 공간해상도를 가진 다분광 위성 중 하나인 Sentinel-2 위성의 영상을 이용하여 이식 전과 후, 현장조사 시기의 식생지수를 산정하였으며, 이를 토대로 수목 이식시점부터 조사시점까지의 식생지수 변화율을 이용하여 고사율의 추정치를 계산하여 현장 고사율과 상호 비교하였다. 본 연구는 환경영향평가와 관련하여 최초로 이식수목 변화 탐지를 위한 원격탐사의 적용성의 평가라는 의미를 가지며 효과적인 평가 방법론과 이식수목 사후관리 방안 도출에 필수적인 기초자료를 제공하고자 한다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 현장조사 자료 및 연구 대상지

본 연구는 국립생태원의 환경영향평가 가이식장 운영 개선 연구(Lee *et al.* 2020, 2021) 현장조사 결과를 분석하여 기초자료로 이용하였다. 연구 대상지는 가이식장 범위가 정확하게 제시되어 있으며 가이식수목의 고사 정도를

파악하여 1차 선별하였다. 1차 선별된 연구 대상지 가운데 Sentinel-2 위성영상을 이용해 가이식장을 확인할 수 있으며, 면적이 최소 100 m<sup>2</sup> 이상인 곳을 2차 선별하여 최종 연구 대상지로 선정하였다(Fig. 1).

### 2.2. Sentinel-2 위성영상

본 연구에서 사용한 Sentinel-2 위성영상은 지구관측 프로그램의 일환으로 유럽우주국(European Space Agency, ESA)에서 운영한다. Sentinel-2 위성은 2015년에 2A, 2017년에 2B가 발사된 이후 한 쌍의 위성이 동일한 궤도로 공전하고 있으며 5일의 재방문주기로 움직인다. 위도에 따라 재방문주기는 달라질 수 있으며, Sentinel-2 위성의 최근 전 세계 평균 재방문주기는 2.3일로 알려져 있다(Li and Chen 2020).

Sentinel-2 위성 데이터는 사전처리 수준에 따라 계층화된다. Level-0 영상은 원시 데이터이며, Level-1A 및 Level-1B 영상은 원시 데이터로부터 방사보정, 기하보정 등의 사전처리를 통해 생성된다. Level-1C 영상의 경우 정사영 및 반사율 변환이 이루어진 자료로 대기보정이 되지 않은 Top-of-Atmosphere (TOA) 반사율이며 Level-2A는 Level-1C로부터 Sen2Cor 알고리즘을 이용하여 대기보정이 이루어진 Bottom-of-Atmosphere (BOA) 반사율이다 (Obregón *et al.* 2019).

본 연구에서는 추가적인 보정 없이 분석 가능한 Level-2A 영상을 사용하였다. 최신의 위성영상 자료는 유럽우주국(ESA)의 Copernicus Open Access Hub에서 다운로드 받



Fig. 1. Photographs showing the study sites.

**Table 1.** List of the Sentinel satellite image used

Site	Date	Sentinel satellite	Tile	Cloud cover
Site 1	2018. 06. 02	2A	52SCH	0.0%
	2019. 06. 22	2A	52SCG	0.5%
	2020. 05. 27	2A	52SCH	0.4%
Site 2	2018. 06. 02	2A	52SCG	0.0%
	2020. 06. 01	2A	52SCF	3.4%
	2021. 05. 22	2A	52SCF	0.0%
Site 3	2018. 08. 01	2A	52SCF	0.0%
	2019. 08. 26	2A	52SCF	17.0%
	2021. 08. 15	2A	52SCF	8.1%

아 이용하였다(<https://scihub.copernicus.eu/>). Sentinel-2 위성은 다분광 센서를 탑재한 위성으로 영상은 총 13개의 분광정보를 포함하고 있으며, 가시광선과 근적외선은 파장은 10 m, 적색경계 파장대는 20 m, 나머지 파장은 60 m의 공간해상도를 갖는다(Drusch *et al.* 2012).

본 연구에서는 식생활력도 분석 및 변화탐지에 이용될 수 있는 4가지의 식생지수를 산정하여 비교 분석하였기 때문에 식생지수 산출을 위해 쓰이는 Band3 (Green), Band4 (Red), Band8 (NIR) 밴드를 활용하였다. 위성영상의 전처리 과정은 유럽우주국(ESA)에서 제공하는 프로그램 중 하나인 ESA Sentinel Application Platform (SNAP)을 사용하였다. 전처리 과정에서는 각 밴드의 공간해상도를 10 m 공간해상도로 통일하여 재배열(Re-sample)한 후 해당 영역을 추출하여 활용하였다.

본 연구에 사용된 위성영상은 각 연구 대상지별로 3장씩 (가이식 전 연도, 가이식 연도 및 가이식 후 현지 조사연도) 총 9장을 사용하였으며 식생지수 산정 시 계절적 영향을 최소화하기 위해 가이식장별로 유사한 시기의 자료를 사용하였다. Site 1은 2018년 6월 2일, 2019년 6월 22일, 2020년 5월 27일, Site 2는 2018년 6월 2일, 2020년 6월 1일, 2021년 5월 22일, Site 3은 2018년 8월 1일, 2019년 8월 26일, 2021년 8월 15일의 영상을 이용하였다(Table 1).

### 2.3. 식생지수 산정

식생 현황 평가에는 원격탐사와 연계한 다양한 식생지수가 개발되어 활용되고 있다. 식생지수는 식물의 상대적

활동성, 분포량, 엽록소 함량, 광합성 흡수복사량 등과 관련된 지표를 사용하였다(Rouse *et al.* 1974). 그리고 고사된 식물, 토양변이 등의 요인에 따라 영향을 줄 수 있는 대기상태 등의 배경효과는 시공간적으로 일정하게 비교할 수 있도록 정규화하였다(Running *et al.* 1994; Huete *et al.* 1999).

대부분 기능적으로 유사하지만 몇몇의 식생지수는 독특한 물리적 정보를 제공하며 지금까지 약 20여 종류 이상의 식생지수가 사용되고 있다(Qi *et al.* 1995). 그 가운데 Red, Green, NIR 밴드의 반사율을 활용하여 총 4가지 식생지수 AVI (Adjusted Vegetation Index), GNDVI (Green Normalized Difference Vegetation Index), NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) 및 SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index)를 적용하였다.

NDVI는 식생활력도를 나타내며 식생의 연중 변화와 같은 시계열 변화 양상 추정과 산림 환경을 모니터링하는 분야에서 유용하게 활용되는 식생지수인 정규식생지수이다(Hansen *et al.* 2008). 식생활력도가 높거나 높은 밀도의 식생에서 근적외선 반사율이 높게 나타나는 특징에 착안하여 개발되었다. NDVI를 구하는 식은 Eq. 1과 같다.

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (Eq. 1)$$

여기서 NIR은 근적외선(Near-Infrared)을 나타내며 RED는 적색 파장을 나타낸다. NDVI는 적색 파장과 근적외선 파장의 반사율을 반영하여 계산되는데 NDVI 값은 1에서 -1까지의 값을 가진다. 식생이 없는 지역은 0.1 미만의 값을 나타내며 식생의 밀도가 높은 지역은 근적외선 파장에서 반사율이 높고 적색 반사율은 낮아 0.5보다 큰 값을 보이고 식생이 분포하는 지역은 0.1에서 0.7 사이의 값을 가진다(Knipling 1970; Rulinda *et al.* 2012).

GNDVI를 구하는 식은 Eq. 2와 같다.

$$GNDVI = \frac{NIR - GREEN}{NIR + GREEN} \quad (Eq. 2)$$

GNDVI는 NDVI의 적색(Red) 파장 대신 녹색(Green) 파장을 사용하며 NIR은 근적외선을, GREEN은 녹색 파장을 나타낸다. 녹색식물 생체량의 수관(Canopy) 변이를 분석하는 데 용이하며 식물의 잎 내부 엽록소 함량 변화를 효과적으로 반영할 수 있는 지수이다(Lee and Choi 2019).

GNDVI는 NDVI를 응용한 형태로 두 지수는 강한 상관관계를 가지고(Gutierrez-Rodriguez *et al.* 2006), 식물의 질소와 관련이 있는 엽록소 비율의 차이를 구분하는 데 있어 NDVI보다 효과적으로 이용될 수 있다(Wang *et al.* 2007).

NDVI와 병행 분석으로 계절적 특성과 식생 유형의 구분이 가능한 AVI도 적용하였으며, 구하는 식은 Eq. 3과 같다.

$$AVI = (NIR \times (1 - RED) \times (NIR - RED))^{\frac{1}{3}} \quad (\text{Eq. 3})$$

AVI는 NDVI와 마찬가지로 적색 파장과 근적외선 파장을 이용하는데 식생의 시계열적 변화를 감지하는 부분에서 유용하다.

그리고 본 연구에서 선정된 가이식장의 빈약한 식생 상태로 인한 토양 노출 가능성을 고려하여 토양의 영향을 최소화할 수 있는 SAVI를 적용하였다. SAVI는 토양의 밝기에 의해 식생의 밀도가 높지 않은 지역에서 NDVI가 영향을 받을 수 있는 부분을 보정하기 위해 토양보정인자 L을 추가한 토양 조절 식생지수이다. SAVI를 구하는 식은 Eq. 4와 같다.

$$SAVI = \left( \frac{NIR - RED}{NIR + RED + L} \right) (1 + L) \quad (\text{Eq. 4})$$

L은 일반적으로는 0.5의 값을 나타내며 식생 피복이 높은 지역에서는 0의 값을 보이고 낮은 지역에서는 1의 범위를 가진다. AVI는 L을 0.5로 정의하여 계산한 지수로 식물의 생육 기반인 토양의 1차 분광반응에서 나타날 수 있는 토양의 영향을 최소화할 수 있어 추가적인 보정이 필요 없다는 장점이 있다(Huete 1988).

본 연구에서는 위 식생지수들을 적용하여 위성영상을 기반으로 시계열 변화를 분석하였고 가이식장의 이식수목 생육상태를 추정하였다. 이를 토대로 현지조사 자료와의 비교 분석을 통해 각 식생지수별 정확도를 평가하고자 하였다.

## 2.4. 가이식장 식생지수 변화율을 이용한 고사율 추정

본 연구에서는 하부식생 영향을 최소화하고 가이식수목에 의한 식생지수의 변화율만을 산정하고 고사율을 추정하기 위해 가이식 전의 식생지수는 이식수목의 영향이 없는 상태이며, 가이식 연도 및 조사연도의 식생지수 변화는 수목 이식 및 고사에 의한 영향으로 가정하였다. 가이식 전 연도의 식생지수를 기준값인 0으로 하여 가이식 연도 및 조사연도의 식생지수 변화량을 산정하였다. 가이식수목의 고사율은 식생지수 변화량의 가이식 연도와 조사연도 간 감소율을 이용하여 Eq. 5와 같이 추정하였고 현지조사 고사율과 비교하였다.

$$\text{Death rate} = \frac{VI_1 - VI_2}{VI_0} \times 100 \quad (\text{Eq. 5})$$

Death rate는 추정 고사율, VI<sub>0</sub>, VI<sub>1</sub>, VI<sub>2</sub>는 각각 이식 전 식생지수, 이식 후 식생지수 그리고 조사연도의 식생지수를 나타낸다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 가이식장 현장조사 기초자료

가이식장 현황은 이식 현황, 이식 전 토지이용 현황 등 일반적인 부분과 배수로 설치, 지지대 설치 등 관리 현황, 가이식장별 수종, 개체수, 고사수 등을 조사하였다(Table 2, Figs. 2~4). Site 1은 밭으로 이용되던 부지로 2019년에 총 6분류군 274개체를 이식했고 이 가운데 197개체가 고사하여 71%의 고사율을 보였다. 해당 조사지역에는 배수로가 설치되지 않았고 지지대를 설치하였으며 잡초 등의 제거 작업이 이행되지 않았다. 가이식장의 형태는 편평하지 않고 기울기가 있었으며 하부쪽에 식재한 수목의 대부분은 고사한 상태이다(Fig. 2). Site 2는 2019년부터 2021년까지 지속적인 가이식이 이루어졌으며 이식 전 토지는

**Table 2.** Temporary transplantation site information

Site	Transplant year	Total transplant quantity	The number of dead trees	Percentage of dead trees	Field survey date
Site 1	2019	274	197	71%	2020. 06. 05
Site 2	2019	158	46	29%	2021. 06. 01
Site 3	2018	598	18	3%	2021. 10. 23



Fig. 2. Photographs showing the temporary transplantation Site 1 and transplanted trees.



Fig. 3. Photographs showing the temporary transplantation Site 2 and transplanted trees.

논으로 이용되었다. 가이식한 총 8분류군 158개체 가운데 46개체가 고사하여 약 29%의 고사율을 보였다. 해당 조사 지역에는 배수로가 설치되어 있으나 유수의 흐름이 원활하지 않았다. 물리적인 특성은 양호하나 가이식장 조성 전 논으로 토지가 이용되어 배수가 원활하지 않은 것으로 판단된다(Fig. 3). Site 3은 2018년에 가이식이 이루어졌고 이식 전 토지는 택지로 이용되었다. 가이식한 총 11분류군 598개체 가운데 18개체가 고사하여 약 3%의 고사율을 보였다. 잡초를 제거했고 약 1m가량 성토하였으나 배수시설은 일부 구간에만 설치되어 있다(Fig. 4).

이식수목 굴취 과정에서 뿌리분의 상태는 이식 후 초기 활력도에 영향을 미치며 근원직경의 3~5배 정도가 뿌리분의 정적크기로 알려져 있다(Jeong *et al.* 2015). 이식 후에

는 가지치기, 변화된 생육환경, 관수 부족 등이 원인이 되어 수목 성장량의 급격한 저하로 이어질 수 있으며, 수종에 따라 이식 전 성장 수준으로의 회복 시간은 상이하게 나타난다(Bae and Lee 2019).

### 3.2. 가이식장 식생지수의 시계열 변화 및 고사율 추정

각 가이식장에 대한 가이식 전과 후 및 조사시기와 관련된 식생지수의 평균값은 Table 3에 제시하였다. SNAP 프로그램으로 가이식장 범위 내 픽셀로부터 식생지수를 추출하여 평균값을 산정하였다. Figs. 5~7은 가이식 전의 식생지수를 기준으로 하여 식생지수의 평균 변화량을 나타낸다. Site 1은 가이식 이후인 2019년, 조사연도인 2020년의 자료가 사용되었고 고사율은 71%였다. 가이식 전



Fig. 4. Photographs showing the temporary transplantation Site 3 and transplanted trees.

Table 3. Vegetation indices results for temporary transplantation sites

Year	Site	Vegetation index*			
		AVI	GNDVI	NDVI	SAVI
2018	Site 1	0.5193	0.6650	0.7665	0.5696
2019		0.5918	0.7266	0.8524	0.6686
2020		0.5153	0.6729	0.8084	0.5860
2018	Site 2	0.2843	0.3090	0.2775	0.1710
2020		0.3945	0.4403	0.4346	0.3264
2021		0.3740	0.3944	0.4049	0.2684
2018	Site 3	0.4002	0.6094	0.6831	0.4344
2019		0.4511	0.6801	0.7813	0.5160
2021		0.4800	0.6669	0.7581	0.5327

\*AVI, Adjusted vegetation index; GNDVI, Green normalized difference vegetation index; NDVI, Normalized difference vegetation index; SAVI, Soil adjusted vegetation index

과 비교하여 가이식 이후의 식생지수 값이 공통적으로 상승하는 경향을 나타냈으며, AVI 13.98%, GNDVI 9.26%, NDVI 11.21%, SAVI 17.38%의 상승률을 보였다. 그러나 수목 이식으로부터 1년이 경과한 조사연도에는, AVI -0.77%, GNDVI 1.99%, NDVI 5.46%, SAVI 2.87%로 가이식 전과 큰 차이를 보이지 않았다(Fig. 5). Site 2는 가이식 전인 2018년, 가이식 이후인 2020년, 조사연도인 2021년 자료가 사용되었고 조사시점의 이식수목 고사율은 29%였다. 가이식 이후에는 가이식 전과 비교하여 AVI,

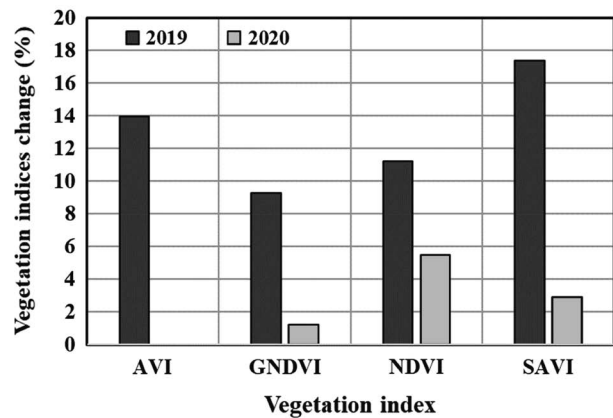
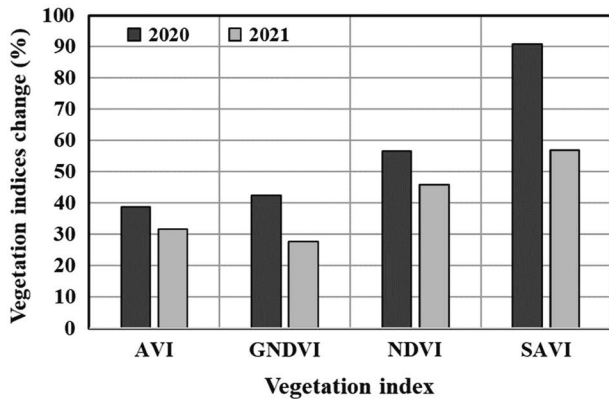
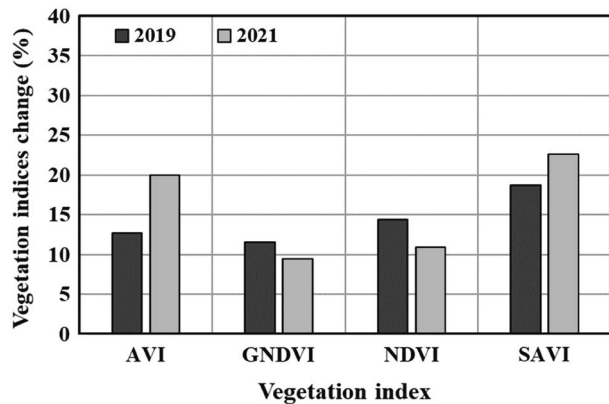


Fig. 5. Changes in vegetation indices (AVI, Adjusted vegetation index; GNDVI, Green normalized difference vegetation index; NDVI, Normalized difference vegetation index; SAVI, Soil adjusted vegetation index) at Site 1. Dark and light gray bars indicate the rate of change between pre- and post-transplantation (2019 year) and pre-transplantation and field survey (2020 year), respectively.

GNDVI, NDVI, SAVI가 각각 38.73%, 42.50%, 56.60%, 90.85%로 확인되어 식생지수 평균값의 증가가 나타났다. 그러나 조사연도의 가이식 전과 비교한 변화율은 각각 AVI 31.55%, GNDVI 27.63%, NDVI 45.92%, SAVI 56.96%로 소폭 하락한 결과를 나타냈다(Fig. 6). Site 3은 2018년 가이식하였으나 위성사진 확인 결과, 겨울철에 이식된 것으로 파악됨에 따라 2019년을 기준으로 분석하였다. 고사율은 연구 대상지 중 가장 낮은 3%를 나타내었고 식생지수의 평균 변화량은 가이식 이후인 2019년에 AVI 12.72%, GNDVI 11.61%, NDVI 14.37%, SAVI 18.76%가



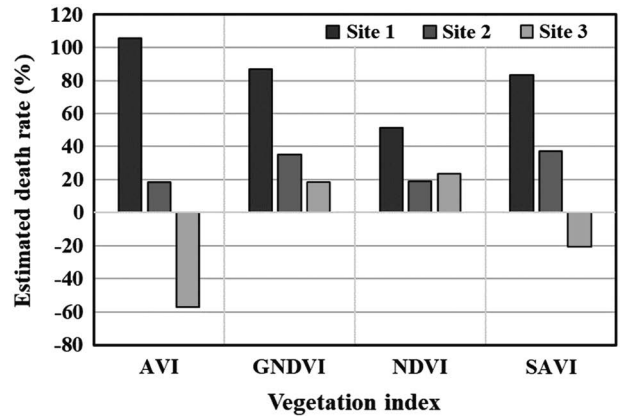
**Fig. 6.** Changes in vegetation indices (AVI, Adjusted vegetation index; GNDVI, Green normalized difference vegetation index; NDVI, Normalized difference vegetation index; SAVI, Soil adjusted vegetation index) at Site 2. Dark and light gray bars indicate the rate of change between pre- and post-transplantation (2020 year) and pre-transplantation and field survey (2021 year), respectively.



**Fig. 7.** Changes in vegetation indices (AVI, Adjusted vegetation index; GNDVI, Green normalized difference vegetation index; NDVI, Normalized difference vegetation index; SAVI, Soil adjusted vegetation index) at Site 3. Dark and light gray bars indicate the rate of change between pre- and post-transplantation (2019 year) and pre-transplantation and field survey (2021 year), respectively.

증가하였고 조사연도에는 AVI 19.95%, GNDVI 9.45%, NDVI 10.96%, SAVI 22.61%의 변화율을 보여 AVI와 SAVI는 식생지수가 증가하고 GNDVI와 NDVI는 소폭 하락하였다(Fig. 7).

고사율의 추정값은 가이식 연도와 조사연도 사이의 식생지수의 변화율로 산정되었으며 그 결과는 Fig. 8에 제시하였다. Site 1에서 AVI, GNDVI, NDVI 및 SAVI가 각각 105.5%, 87.09%, 51.29% 및 83.47%로 산정되었고 평균은 81.84%이다. 평균 추정 고사율이 실제 고사율과 가장 유



**Fig. 8.** Estimated death rate calculated from changes in vegetation indices (AVI, Adjusted vegetation index; GNDVI, Green normalized difference vegetation index; NDVI, Normalized difference vegetation index; SAVI, Soil adjusted vegetation index) between post-transplantation and field survey year.

사한 값을 나타냈으며 식생지수 중에서는 SAVI가 가장 정확한 것으로 나타났다. Site 2에서의 고사율 추정값은 AVI 18.54%, GNDVI 34.99%, NDVI 18.87%, SAVI 37.30%로 산정되었으며 평균 추정 고사율은 27.43%로 산정되었다. AVI와 NDVI는 고사율을 과소추정하였고, GNDVI와 SAVI는 과대추정하였다. 식생지수 중에서는 GNDVI가 가장 정확한 추정값을 나타냈으나 평균 추정 고사율이 실제 고사율과 가장 가까운 결과를 나타냈다. Site 3에서는 AVI와 SAVI가 가이식 연도에 비해 조사연도에 상승하여 고사율의 추정값이 각각 -56.90% 및 -20.52%로 음의 값을 나타냈고 GNDVI와 NDVI는 각각 18.56% 및 23.68%를 나타내어 실제 고사율인 3%와 상이한 결과를 보였다. 평균 추정 고사율은 8.80%로 실제 고사율과 약 6%의 오차를 나타냈다.

Site 2에서는 각 식생지수 간의 차이가 두드러지지 않았지만, Site 1 및 3에서는 식생지수별 차이가 상대적으로 크게 나타난 것을 확인할 수 있다. AVI는 NDVI보다 수관부의 밀도 변화에 민감하게 반응하는 특성이 있으며 Forest Canopy Density Model (FCDM)에 적용되는 식생지수이다(Jamal and Mandal 2016; Anand et al. 2018). 이로 인해 Site 1 및 3에서의 식생지수 변화가 NDVI보다 큰 것으로 판단된다. GNDVI는 NDVI보다 식물의 잎 내 엽록소 농도에 민감하게 반응하도록 설계되었으며 수분스트레스 등 수목의 활력도와 연관이 있다(Gitelson et al. 1996). 이는 NDVI를 이용한 추정 고사율과 비교하여 Site 1에서 높



고 Site 3에서 낮은 추정값을 나타내는 이유로 판단된다. SAVI는 식생 피복도가 낮을 때 NDVI보다 정확한 결과를 나타냈고(Purevdorj *et al.* 1998), 식생밀도가 낮은 경우 1, 높은 경우는 0.25를 사용하는 것이 보다 정확한 것으로 보고되었다(Huete 1988). 정확한 고사율 추정을 위해서는 수목 이식 후 식생의 밀도 변화에 따른 보정이 필요하며, 조사연도에 71%의 고사율을 보인 Site 1에서는 0.5보다 높은 값이, 3%의 고사율을 보인 Site 3에서는 0.5보다 낮은 값이 사용되어야 할 것으로 사료된다. 이러한 차이는 AVI 및 GNDVI와 마찬가지로 NDVI에 비교하여 Site 1에서는 높은 고사율, Site 3에서는 낮은 고사율을 가지는 것으로 설명할 수 있다.

### 3.3. 가이식장에 대한 식생지수의 적용성 평가

광학알고리즘인 식생지수는 종 조성, 토양 밝기, 환경영향, 그림자, 토양 색상, 수분 함량 등 변화의 원인이 다양하고 복잡한 특성을 지니고 있으므로, 식생을 제외한 요인의 영향을 최소화하기 위해 지난 20년 동안 40개 이상의 식생지수가 개발되어 왔다(Bannari *et al.* 1995). 본 연구에 적용된 4가지 식생지수는 각각의 가이식장에서 훼손수목이 이식되었을 때는 상승, 수목의 고사가 발생한 경우에는 감소하는 등 모든 가이식장에서 유사한 경향을 나타냈다. 그러나 Site 1은 높은 고사율과 낮은 생육상태와 반대로 모든 식생지수가 다른 가이식장에 비해 높게 나타났고, Site 2는 가장 낮은 값을 보였다. 한대기후 산림에서 진행된 연구에서는 식생의 밀도가 낮은 지점과 높은 지점에서의 식생지수는 큰 차이가 없었으며(Lorant *et al.* 2018), 이는 하부식생의 영향으로 보고한 바 있다. 이러한 부분은 산림식생보다 낮은 식생밀도를 보이는 가이식장의 특성상 하부식생이 이식수목의 고사율 및 활력도를 정량화하는 부분에 있어 중요한 방해요인으로 작용할 수 있기 때문에, 본 연구에서는 같은 계절의 위성영향을 이용하고 가이식 전의 식생지수를 기준값으로 가정하여 수목 이식 및 수목 고사로 인한 식생지수의 변화량을 산정하였다.

또한 식생지수는 식생의 면적에 영향을 받으며 파편화된 식생의 식생지수는 토양의 색과 그림자의 존재 등 주변 환경 여건의 영향을 크게 받는다(Jiang *et al.* 2006). Site 2의 경우에 주변지역의 영향과 함께 동쪽에 설치된 교량 그림자의 영향을 받아 낮은 식생지수를 나타낸 것으로 판단된다. 대부분의 가이식장의 면적은 크지 않고 식생밀도가

낮으므로 주변 환경으로부터 많은 영향을 받을 수 있다. 본 연구 대상지인 Site 1은 주변이 산림으로 둘러싸여 있는 반면, Site 2와 Site 3의 주변지역은 논과 나지로 구성되어 있다. 지리적 특성에 따라서도 식생지수에 영향을 미칠 수 있는데 산림과 농경지의 식생지수를 비교한 연구에서는 농경지는 식생지수 식별력이 떨어져 주변 다른 토지피복 유형의 영향을 받으며, 산림지역은 밀집된 식생이 넓은 범위에 걸쳐 분포하기 때문에 큰 영향을 받지 않는다는 결과를 나타냈다(Son *et al.* 2021). 이러한 결과로 볼 때 Site 1은 산림에 둘러싸여 있어 주변 산림의 영향으로 가이식 전의 식생지수가 높게 산정되었고 Site 2와 Site 3은 논과 나지로 둘러싸여 전체적으로 낮은 식생지수가 산정된 것으로 판단된다.

산림에서 진행된 기존 연구에 따르면, MODIS 위성을 이용한 연구(Verbesselt *et al.* 2009)에서는 병충해로 인한 고사수목 추정에 대한  $R^2$  값이 0.15~0.37의 범위를 나타냈고, Landsat, 항공기, 및 드론을 복합적으로 이용한 연구에서는 식생지수를 이용한 방법이 고사수목량 산정에 대해 0.71~0.78의  $R^2$  범위를 가지는 것으로 보고하였다(Campbell *et al.* 2020). 본 연구의 가이식수목 고사율 추정 결과는 모든 가이식장에 대해 평균적으로 약 6~10% 오차율의 높은 정확도를 나타내지만 영상촬영 시기, 조사시기 등의 시기적인 불확실성과 및 고사율 산정에 대한 불확실성이 존재한다. 또한, 가이식장의 경우, 일반적인 산림에 비해 면적이 적고, 이식된 수목은 흉고직경이 크지 않기 때문에, 개체 단위의 고사 정도 식별이 어려운 단점이 있다. 위성을 이용한 고사수목의 판별 시, 흉고직경 10 cm 이하의 수목의 경우 정확도가 떨어지며(Furniss *et al.* 2020), 개체 단위의 수목 고사 판별이 어려운 것으로 보고되었다(Campbell *et al.* 2020). 또한, 여러 위성에서 사용하는 다분광 센서는 분광 해상도가 낮으므로 산림의 미묘한 변화 감지에 제약이 따른다(Huete 2012). 이러한 부분의 개선을 위해 고해상도 위성 및 높은 분광해상도를 가진 초분광 센서를 이용한 연구들이 수행되어 왔다(Brantley *et al.* 2011; Wang *et al.* 2016; Hati *et al.* 2021). 초분광 센서는 식물 변화의 모니터링에 적합하다(Kureel *et al.* 2022). 최근에는 초분광 센서를 이용한 모니터링에 머신러닝 및 딥러닝 기술을 적용하여 식생건강성 및 질병을 평가하는 모델링 연구가 활발히 이루어지고 있는데(Hawrylo *et al.* 2018; Saleem *et al.* 2019; Li *et al.* 2021; Lees *et al.* 2022), 추후 가

이식장 수목 모니터링에 적용한다면 개체 단위의 수목 고사뿐만 아니라 생육상태 평가가 가능할 것으로 사료된다.

본 연구는 가이식장 조사연도의 수목 고사율과 식생지수의 변화의 관계를 중심으로 분석하였다. 특정 날짜의 위성영상과 식생지수를 사용하였으나 연속된 위성영상을 통해 경향성을 분석하거나, 일정 기간의 영상을 합성하는 방식으로 영상을 보정한다면, 연도별 기후환경적 영향을 최소화할 수 있을 것으로 판단된다. 또한, 이식 직후의 이식 수목 상태 확인 및 연속적인 현장 자료 수집이 불가하여 이식 직후의 생장을 감소와 회복 과정에서의 식생지수 변화 검증에 분명한 한계가 있다. 아울러, 이식수목의 수종, 식재 간격, 토양 색깔 등 원격탐사 신호에 영향을 줄 수 있는 원인을 검증하는 자료의 추가적인 수집이 필요할 것으로 판단된다. 향후 계속되는 연구에서 현장 기반 분광자료의 측정 및 가이식 전과 후 현장 상황에 대한 보완조사, 데이터 기반 머신러닝 기술 적용을 통한 식생지수 산정의 검보정과 식생지수의 시계열 변화 양상 분석을 추가하면 정량적 이식수목의 상태 평가가 가능할 것으로 보여진다.

## 적 요

우리나라는 산림이 64%에 이르기 때문에 개발사업에 의한 산림훼손이 불가피하다. 이에 대한 방안으로 환경영향평가 제도에서는 훼손되는 수목량의 10%를 재활용 및 이식하도록 하고 있다. 그러나 환경적 요건이 고려되지 않아 이식성공률이 저조하고 가이식장 운영이 잘 되지 않아 수목이 고사하는 등 문제가 지속적으로 발생하고 있다. 이러한 실태를 파악하기 위해서는 현장조사가 필수적이거나 시간 및 공간적 한계가 존재한다. 본 연구에서는 원격탐사 기반의 식생지수를 적용하여 개발사업으로 인해 발생하는 이식수목 현황의 시계열적 변화를 탐지하고 원격탐사의 적용성 평가를 목적으로 한다. 이를 위해 위성영상을 분석하여 가이식장 면적을 구축하고 이식 전, 후 식생지수의 시계열 변화를 분석하여 식생 상태를 도출하였다. 연구 결과는 현장조사를 통한 이식수목의 고사율 및 활력도와 위성영상 기반으로 한 가이식 전 후의 식생지수 변화 분석의 결과가 유사한 경향성을 나타내었다. 이에 따라 가이식장에 수목 이식 후에는 가이식장 범위의 녹색 식물의 상대적 분포량과 활동성이 증가하고 시간이 지남에 따라 수목 고사 및 활력도 감소로 인해 낮아지는 것을 규명하였다. 본 연구

를 통해 위성영상에 기반한 이식수목 평가 방법을 제시하였으나, 실제 평가에 적용하기 위해서는 보다 정량적인 방법론을 개발할 필요가 있을 것으로 사료된다. 본 연구는 원격탐사 기법인 위성영상과 식생지수를 활용하여 보다 전국에 분포한 이식수목의 변화를 탐지하여, 개발사업으로 인해 시행되는 환경영향평가 제도의 수목 이식이 제대로 수행되고 산림 파괴에 효과적인 저감 대책을 마련하는 데 기여할 수 있을 것으로 기대된다.

## CRedit authorship contribution statement

MN Choi: Conceptualization, Methodology, Investigation, Formal analysis, Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing. DH Lee: Formal analysis, Writing - Review & Editing, Validation. MJ Jang: Visualization, Resources. DJ Kim: Software, Data Curation. SM Lee: Validation, Investigation, Funding acquisition. YJ Moon: Resources, Data Curation, Investigation. YS Kwon: Conceptualization, Data Curation, Writing - Review & Editing, Supervision, Project administration.

## Declaration of Competing Interest

The authors declare no conflicts of interest.

## 사 사

본 연구는 국립생태원 수탁연구 ‘육상풍력 환경모니터링 및 환류체계 구축 연구(NIE-C-2022-90)’와 한국환경산업기술원의 ‘ICT 기반 환경영향평가 의사결정 지원 기술개발사업(2020002990001)’의 지원을 받아 연구되었습니다.

## REFERENCES

- American Association of Nurserymen. 1996. American Standards for Nursery Stock. ANSI Z60.1-1996. Amer. Assn. of Nurserymen. Washington, D.C.
- Anand A, SK Singh and S Kanga. 2018. Estimating the change in forest cover density and predicting NDVI for west Singhbhum using linear regression. Int. J. Environ. Rehabil. Conserv. 9:193-203. <https://doi.org/10.31786/09756272.18.9.1.125>
- Bae SH and SD Lee. 2019. A study on the timing of management through comparison of growth rate by year of tree in

- the ecological restoration site - Focused on the deciduous tree. pp. 85–86. In: Proceedings of the Korean Society of Environment and Ecology Conference. Korean Society of Environment and Ecology.
- Ban YU, KS Joo, HK Jeong and GH Hwang. 2010. Improvement of EIS documentation & consultation process through expert survey method. *J. Environ. Impact Assess.* 19:141–151.
- Bannari A, D Morin, F Bonn and A Huete. 1995. A review of vegetation indices. *Remote Sens. Rev.* 13:95–120. <https://doi.org/10.1080/02757259509532298>
- Brantley ST, JC Zinnert and DR Young. 2011. Application of hyperspectral vegetation indices to detect variations in high leaf area index temperate shrub thicket canopies. *Remote Sens. Environ.* 115:514–523. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.09.020>
- Campbell MJ, PE Dennison, JW Tune, SA Kannenberg, KL Kerr, BF Coddling and WR Anderegg. 2020. A multi-sensor, multi-scale approach to mapping tree mortality in woodland ecosystems. *Remote Sens. Environ.* 245:111853. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111853>
- Cho HR, SB Kim and D Oh. 2009. Cost effectiveness depending on the native tree treatment methods. *J. Korean Env. Res. Tech.* 12:51–62.
- Cho KJ, JG Choi, YM Park, YI Song, H Sagong, SB Lee, JC Jung and YS Im. 2008. Achievement and Development of EIA Over the Last 30 Years. KEI Research Report. RE-12. Korea Environment Institute. Sejong, Korea.
- Cho NW. 2020. An empirical study on the institutional change of environmental impact assessment: Focused on agreed terms. Ph.D. Dissertation. Yonsei University. Seoul. Korea. p. 172.
- Drusch M, U del Bello, S Carlier, O Colin, V Fernandez, F Gascon, B Hoersch, C Isola, P Laverinti, P Martimort, A Meygret, F Spoto, O Sy, F Marchese and P Bargellini. 2012. Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. *Remote Sens. Environ.* 120:25–36. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026>
- Furniss TJ, VR Kane, AJ Larson and JA Lutz. 2020. Detecting tree mortality with Landsat-derived spectral indices: Improving ecological accuracy by examining uncertainty. *Remote Sens. Environ.* 237:111497. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111497>
- Gilman EF. 1989. Plant form in relation to root spread. *J. Environ. Hort.* 7:88–90. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-73.88>
- Gilman EF. 1990. Tree root growth and development. II. Response to culture, management and planting. *J. Environ. Hort.* 8:220–227. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-8.4.220>
- Gilman EF and ME Kane. 1991. Growth dynamics following planting of cultivars of *Juniperus chinensis*. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 116:637–641. <https://doi.org/10.21273/JASHS.116.4.637>
- Gilman EF, RJ Black and B Dehgan. 1998. Irrigation volume and frequency and tree size affect establishment rate. *J. Arboric.* 24:1–9.
- Gitelson AA, YJ Kaufman and MN Merzlyak. 1996. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sens. Environ.* 58:289–298. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)
- Gutierrez-Rodriguez M, JA Escalante-Estrada, MT Rodriguez Gonzalez and MP Reynolds. 2006. Canopy reflectance indices and its relationship with yield in common bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.) with phosphorous supply. *Int. J. Agric. Biol.* 8:203–207.
- Hansen MC, YE Shimabukuro, P Potapov and K Pittman. 2008. Comparing annual MODIS and PRODES forest cover change data for advancing monitoring of Brazilian forest cover. *Remote Sens. Environ.* 112:3784–3793. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.05.012>
- Hati JP, S Goswami, S Samanta, N Pramanick, SD Majumdar, NR Chaube, A Misra and S Hazra. 2021. Estimation of vegetation stress in the mangrove forest using AVIRIS-NG airborne hyperspectral data. *Model Earth Syst. Environ.* 7:1877–1889. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00916-5>
- Hawrylo P, B Bednarz, P Wężyk and M Szostak. 2018. Estimating defoliation of Scots pine stands using machine learning methods and vegetation indices of Sentinel-2. *Eur. J. Remote Sens.* 51:194–204. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1417745>
- Huete A, K Didan and WV Leeuwen. 1999. MODIS Vegetation Index (MOD13). Algorithm Theoretical Basis Document Version 3.1. University of Arizona. Tucson, AZ.
- Huete A, K Didan, WV Leeuwen, T Miura and E Glenn. 2010. MODIS vegetation indices. pp. 579–602. In: *Land Remote Sensing and Global Environmental Change: NASA's Earth Observing System and the Science of ASTER and MODIS*. Springer. New York.
- Huete AR. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sens. Environ.* 25:295–309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Huete AR. 2012. Vegetation indices, remote sensing and forest monitoring. *Geogr. Compass* 6:513–532. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2012.00507.x>
- Jamal M and S Mandal. 2016. Monitoring forest dynamics and landslide susceptibility in Mechi-Balason interflaves of Darjiling Himalaya, West Bengal using forest canopy density model (FCDM) and Landslide Susceptibility Index model (LSIM). *Model Earth Syst. Environ.* 2:1–17. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0243-2>
- Jeong MH, SG Jeong, CG Jang and JY Sin. 2015. Analysis of tree vitality according to root state of transplanted trees. pp.

- 127–128. In: Proceedings of the Korean Institute of Landscape Architecture Conference. Korean Institute of Landscape Architecture Conference.
- Jiang Z, AR Huete, J Chen, Y Chen, J Li, G Yan and X Zhang. 2006. Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction. *Remote Sens. Environ.* 101: 366–378. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.003>
- Kerr JT and M Ostrovsky. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends. Ecol. Evol.* 18:299–305. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00071-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00071-5)
- Kim CS and ZS Kim. 2012. Effects of cutting time, auxin treatment, and cutting position on rooting of the green-wood cuttings and growth characteristics of transplanted cuttings in the adult *Prunus yedoensis*. *Hortic. Sci. Technol.* 30:129–136. <https://doi.org/10.7235/hort.2012.11041>
- Kim OK. 2005. The transplantation method of natural vegetation community in development area-A case study of Yong-In Dongbaek District. Department of Landscape Architecture, Graduate School of Urban Science, University of Seoul. Seoul. p.167.
- Knipling EB. 1970. Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sens. Environ.* 1:155–159. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(70\)80021-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(70)80021-9)
- Korea Environment Institute. 2017. Review and Writing Manual for Environmental Impact Statement. (Ver.2.0). Korea Environment Institute. Sejong, Korea. p. 21.
- Korea Land Development Corporation. 1994. The Study of Utilizing Wild Plants in Land Development District - Focused on New Town (Bundang and Ilsan). Korea Land Development Corporation Report. Korea Land Development Corporation. p. 113.
- Kureel N, J Sarup, S Matin, S Goswami and K Kureel. 2022. Modelling vegetation health and stress using hypersepectral remote sensing data. *Model Earth Syst. Environ.* 8:733–748. <https://doi.org/10.1007/s40808-021-01113-8>
- Langley SK, HM Cheshire and KS Humes. 2001. A comparison of single date and multitemporal satellite image classifications in a semi-arid grassland. *J. Arid Environ.* 49:401–411. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0771>
- Lee GS and YW Choi. 2019. Analysis of cropland spectral properties and vegetation index using UAV. *J. Korean Assoc. Geogr. Inf. Stud.* 22:86–101. <https://doi.org/10.11108/kagis.2019.22.4.086>
- Lee SC, BY Jo and SH Choi. 2015. A study of establishment ratio of native tree transplant. *J. Korean Inst. Landsc. Archit.* 43:23–29. <https://doi.org/10.9715/KILA.2015.43.2.023>
- Lee SD and HK Kang. 2012. Transplantation method of damage ecosystem associated with development of the borrow pits. *Korean J. Environ. Ecol.* 26:394–405.
- Lee SM, BJ Kim, DH Lee, MH Jang, JK Kim, HR Kim, SH Woo, SH Yoo, TH Lee, YJ Moon, SW Park and SH Kim. 2020. Operational Improvement of Temporary Transplant Site in Environmental Impact Assessment (I). National Institute of Ecology. Seocheon, Korea.
- Lee SM, BJ Kim, DH Lee, MH Jang, JK Kim, HR Kim, SH Woo, SH Yoo, TH Lee, YJ Moon, SW Park and SH Kim. 2021. Operational improvement of temporary transplant site in Environmental Impact Assessment (II). National Institute of Ecology. Seocheon, Korea.
- Lees T, G Tseng, C Atzberger, S Reece and S Dadson. 2022. Deep learning for vegetation health forecasting: A case study in Kenya. *Remote Sens.* 14:698. <https://doi.org/10.3390/rs14030698>
- Li J and B Chen. 2020. Global revisit interval analysis of Landsat-8-9 and Sentinel-2a-2b data for terrestrial monitoring. *Sensors* 20:6631. <https://doi.org/10.3390/s20226631>
- Li X, W Yuan and W Dong. 2021. A machine learning method for predicting vegetation indices in China. *Remote Sens.* 13:1147. <https://doi.org/10.3390/rs13061147>
- Lorant MM, SP Davydov, H Kropp, HD Alexander, MC Mack, SM Natali and NS Zimov. 2018. Vegetation indices do not capture forest cover variation in upland Siberian larch forests. *Remote Sens.* 10:1686. <https://doi.org/10.3390/rs10111686>
- Na SJ, IS Kim, JH Kim and DH Lee. 2014. Growth characteristics of *Pinus densiflora* seedlings by root pruning intensity. *J. Agric. Life Sci.* 48:15–21.
- Nordberg ML and J Evertson. 2005. Vegetation index differencing and linear regression for change detection in a Swedish mountain range using Landsat TM<sup>®</sup> and ETM+<sup>®</sup> imagery. *Land Degrad. Dev.* 16:139–149. <https://doi.org/10.1002/ldr.660>
- Obregón MÁ, G Rodrigues, MJ Costa, M Potes and AM Silva. 2019. Validation of ESA Sentinel-2 L2A aerosol optical thickness and columnar water vapour during 2017–2018. *Remote Sens.* 11:1649. <https://doi.org/10.3390/rs11141649>
- Park CM. 2002. The restoration technique of native forest resources on the development land applied in the new campus of Kyushu University, Japan. *J. Korea Env. Res. Tech.* 5:50–57.
- Pettorelli N, JO Vik, A Mysterud, JM Gaillard, CJ Tucker and NC Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends. Ecol. Evol.* 20:503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>
- Purevdorj TS, R Tateishi, T Ishiyama and Y Honda. 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *Int. J. Remote Sens.* 19:3519–3535. <https://doi.org/10.1080/014311698213795>

- Qi J, F Cabot, MS Moran and G Dedieu. 1995. Biophysical parameter estimations using multidirectional spectral measurements. *Remote Sens. Environ.* 54:71–83. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00102-7](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00102-7)
- Rouse JW, RH Haas, JA Schel and DW Deering. 1974. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. pp. 309–317. In: *Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Volume I: Technical Presentations Section A*, NASA SP-351 (Freden SC, EP Mercanti and M Becker, eds.). National Aeronautics and Space Administration. Washington, D.C.
- Rulinda CM, A Dilo, W Bijker and A Stein. 2012. Characterising and quantifying vegetative drought in East Africa using fuzzy modelling and NDVI data. *J. Arid. Environ.* 78:169–178. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.11.016>
- Running SW, CO Justice, V Salomonson, D Hall, J Barker, YJ Kaufmann and D Carneggie. 1994. Terrestrial remote sensing science and algorithms planned for EOS/MODIS. *Int. J. Remote Sens.* 15:3587–3620. <https://doi.org/10.1080/01431169408954346>
- Saleem MH, J Potgieter and KM Arif. 2019. Plant disease detection and classification by deep learning. *Plants* 8:468. <https://doi.org/10.3390/plants8110468>
- Son MB, JH Chung, YG Lee and SJ Kim. 2021. A comparative analysis of vegetation and agricultural monitoring of Terra MODIS and Sentinel-2 NDVIs. *J. Korean Soc. Agric. Eng.* 63:101–115. <https://doi.org/10.5389/KSAE.2021.63.6.101>
- Verbesselt J, A Robinson, C Stone and D Culvenor. 2009. Forecasting tree mortality using change metrics derived from MODIS satellite data. *For. Ecol. Manage.* 258:1166–1173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.011>
- Wang FM, JF Huang, YL Tang and XZ Wang. 2007. New vegetation index and its application in estimating leaf area index of rice. *Rice Sci.* 14:195–203. [https://doi.org/10.1016/S1672-6308\(07\)60027-4](https://doi.org/10.1016/S1672-6308(07)60027-4)
- Wang Z, T Wang, R Darvishzadeh, AK Skidmore, S Jones, L Suarez, W Woodgate, U Heiden, M Heurich and J Hearne. 2016. Vegetation indices for mapping canopy foliar nitrogen in a mixed temperate forest. *Remote Sens.* 8:491. <https://doi.org/10.3390/rs8060491>
- Watson G. 1985. Tree size affects root regeneration and top growth after transplanting. *J. Arboric.* 11:37–40.
- Watson GW. 1986. Cultural practices can influence root development for better transplanting success. *J. Environ. Hortic.* 4:32–34.
- Watson WT. 2005. Influence of tree size on transplant establishment and growth. *HortTechnology* 15:118–122. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.15.1.0118>