

총 설

산림 경관 모형의 현황과 과제

고동욱^{1*} · 성주한² · 이영근² · 박찬열²

¹국민대학교 산림환경시스템학과, ²국립산림과학원 산림생태연구과

The Current Status and Challenges of Forest Landscape Models

Dongwook W. Ko^{1*}, Joo Han Sung², Young Geun Lee² and Chan Ryul Park²

¹Department of Forest, Environment, and Systems, Kookmin University, Seoul 130-702, Korea

²Division of Forest Ecology, Korea Forest Research Institute, Seoul 130-712, Korea

요 약: 이 논문은 산림 경관 모형의 역사적 발전 양상과 특성, 그리고 이를 유형화하는 다양한 방식과 기준을 살펴 보았다. 우리나라는 성공적인 조림 사업을 통해 대규모 산림 녹화의 성공적 수행이라는 성과를 올렸으나, 증가하는 성숙림과 기후변화의 대두, 그리고 다양한 산림 교란의 발생과 같은 새로운 도전에 직면하게 되었다. 이에 따라 넓은 면적과 높은 다양성을 지닌 산림이 향후 장기간에 걸쳐 어떤 변화를 맞이할 수 있으며, 어떤 관리가 산림의 다양한 가치와 생태계 서비스를 극대화시킬 수 있을 것인지에 대한 관심이 높아지고 있다. 산림 경관 모형은 이렇게 광범위한 시공간적 규모에서의 산림 변화와 관리의 문제에 효과적으로 대응하기 위한 접근 방식이며, 다양한 목적과 특성을 지닌 많은 종류의 모형이 활발히 개발되고 적용되어 왔다. 그런데 모형의 종류가 매우 다양할 뿐 아니라 모사하는 현상과 알고리즘, 모형의 특성 등의 변이가 매우 크기에 연구자들이 적절한 모형을 선택하는데 어려움이 있다. 따라서 현재 활발하게 활용되고 있는 다양한 모형의 특징을 정리하고 현재의 현황과 앞으로의 과제를 살펴봄으로써 적절한 모형의 선정과 적용, 해석에 도움이 되고자 하였다.

Abstract: Korea now boasts a vastly forested landscape resulting from a successful forest restoration projects carried out in the past several decades. However, Korea's forest now face new challenges, such as the rapidly increasing mature forests, climate change, and various novel forest disturbances with both natural and anthropogenic causes. Considering the extensive spatial and temporal scale of the forests and the challenges it face, it is necessary to utilize a tool that can properly tackle the issues with such nature. This brings our attention to Forest Landscape Models, which have been actively developed and used to improve our understanding of how forests respond to a variety of changes and to satisfy the society's demand on forests and its ecosystem services. A large variety of Forest Landscape Models exist, with a wide spectrum of algorithms, various selections of ecological processes they simulate, and the spatial and temporal scale they utilize, so that any researcher may find a model that fits one's use. However, it is important to properly understand the properties of such models so that the right model is used and the results are aptly interpreted. In this study, we describe and characterize the various Forest Landscape Models based on their historical roots, lineages, and development, ecological characteristics, and computational aspects, and discuss how they can be classified and what limits should be recognized to assist in model selection and utilization.

Key words: model classification, spatial modeling, forest ecological modeling, model selection, model evaluation

서 론

우리나라의 산림은 1970-80년대의 산림녹화기를 통한 적극적이고도 성공적인 조림 녹화 사업에 힘입어 지난 40년간 막대한 임목축적량의 증가를 경험하였다(Tak et al., 2007). 이에 따라 우리나라 산림생태계는 물질생산, 생물

다양성, 기후조절, 이산화탄소 흡수저장, 수자원 및 수질, 재해완화, 휴양 및 관광 등과 같은 기능을 통해 주목할 만한 공익적 가치를 제공하게 되었다. 그러나 조림지의 성숙에 따라 향후 장년림도 크게 증가할 것이지만, 임목생장률은 오히려 감소될 것으로 전망되고 있으며, 새로운 산림 교란과 기후변화 등의 영향으로 인해 앞으로 우리나라 산림은 또다시 큰 변화를 겪을 것으로 예상된다(Ko et al., 2014; Tak et al., 2007). 특히 기후변화는 한반도의 기온과

*Corresponding author
E-mail: dwko@kookmin.ac.kr

강수 패턴의 변동 및 증가를 불러와 토사유출, 산사태, 산불 등의 산림재해의 가능성을 높일 것으로 예상될 뿐 아니라, 향후 산림의 구조와 기능 변화에도 매우 큰 영향을 미칠 것이다(Lim et al., 2006). 이와 같은 상황에서 보다 넓은 면적과 긴 시간을 고려한 산림 변화를 예측하고, 다양한 관리 방식에 따라 우리나라의 산림이 어떻게 반응할 것인가를 평가하는 일의 중요성은 매우 높아졌다.

적재적소의 개념과 같이 특정 수목의 성장에 관련된 지표를 중심으로 한 산림 변화에 대한 연구는 조림 계획, 실행, 그리고 경제적 산림 관리와 경영에는 큰 도움이 된다. 따라서 이러한 연구 결과는 황폐화된 국토를 빠른 시간 안에 녹화하고, 관리 및 경영 목적에 따른 최적화된 수종 선정에 있어 매우 중요한 정보로 활용될 수 있다(Shin et al., 2013). 하지만 이러한 방식은 성숙림의 증가에 따라 발생할 다양한 산림 생태계의 복잡한 구조와 기능, 그리고 산림 내적인 동적 특성과 외부 영향 사이에서 나타나는 복잡하고 다양한 상호작용을 고려하는 데에는 적합하지 않다. 따라서 조림지나 초기 이차림 등 상대적으로 단순했던 구조의 산림이 빠르게 복잡한 혼합림으로 발전하는 우리나라의 상황에서, 산림 생태계의 동적인 변화를 고려하는 동시에 다양한 산림 관리 방법의 실행이 가져올 수 있는 결과를 미리 알아볼 수 있는 시나리오 중심의 동적 모형 적용이 필요하다.

특히 하나 또는 여러 유역 정도 단위의 중대규모의 시공간적 스케일에서 나타나는 산림의 변화를 정확하게 예측하는 것은 매우 어려운 일이다. 산림의 변화는 다양한 시공간적 스케일에서 일어나는 수많은 산림 생태계 현상이 매우 복잡하게 상호작용을 일으키며 발생하기 때문이다(Urban, 2005). 예를 들어, 임분 규모에서는 임목 생존과 성장에 필요한 자원을 둘러싼 개체 혹은 중간 경쟁 등이 중요하고, 경관 규모의 공간 스케일에서는 산불, 태풍, 홍수, 산사태, 병해충과 같은 자연적 교란이나 벌채와 같은 인위적 교란이 주요한 역할을 담당하지만, 보다 넓은 지역적 혹은 지구적 규모에서는 기후변화와 같은 대규모 지구 현상이 산림의 변화에 영향을 미친다(Acevedo et al., 1996; Keane et al., 2002). 이처럼 광범위한 시공간적 규모에서의 산림 변화에 대한 연구는 작은 임분 규모의 조사나 실험으로는 한계가 있기에 모형적 접근이 그 대안으로 제시된다.

경관이라는 규모, 즉 몇 개의 유역과 수십-수백만 ha 정도의 규모에 걸쳐 발생하는 산림 생태계 변화의 결과를 예측하거나 모사하는 것을 목적으로 하는 것이 산림 경관 모형이다(Baker and Mladenoff, 1999). 산림 경관 모형의 대표적 특성으로 시간에 따라 변화하는 산림이 그 이후의 변화에 영향을 미치게 되는 것을 모사하기 위한 동적(dynamic) 접근과, 생태 현상의 공간성(거리, 위치, 상호작

용, 공간적 위상)을 고려하는 접근이 꼽힌다(He and Mladenoff, 1999a). 이 같은 특성에 따라 여러 방식과 정밀도를 적용한 모형이 등장하며 다양한 산림 경관 모형이 등장하였다. 특히 외국에서 1990년대 이후 산림 경관 모형이 크게 발전하면서 다양한 교란과 산림 천이 양상에 의한 산림의 변화와 산림 관리의 다양한 옵션을 과학적으로 비교하고 선택하는 정책 수립 과정에 도움을 주고 있다(Syphard et al., 2011; Gustafson et al., 2004).

우리나라 산림에서 발생하고 있는 최근의 급격한 변화와 다양한 산림 수요에 대한 관심의 증가는 산림 경관 모형이 우리나라에서도 유용하게 활용될 수 있다는 점을 시사한다. 성숙림의 증가, 다양한 교란의 출현과 확산, 산림 복원, 그리고 재조림이나 조림 수종 개발과 시업이라는 환경에서 중대규모 이상의 산림을 대상으로 한 산림 변화의 예측과 그에 따른 관리 정책의 평가는 매우 중요한 의미를 지닌다. 산림 경관 모형은 이와 같은 요구에 부응할 수 있는 적절한 도구이다.

산림 경관 모형은 각각의 독특한 특성에 따라 다양한 형태로 개발되어 왔다. 이와 같은 다양성으로 인해 현재 널리 알려지고 활발히 활용되고 있는 산림 경관 모형군 중 어느 것을 선택할 것인가는 쉽지 않은 문제이다. 따라서 산림 경관 모형 발전의 역사를 개관하고, 이에 대한 이해를 바탕으로 산림 경관 모형을 몇 가지 주요 특성에 따라 구분하는 것은 적절한 모형 선택과 적용에 큰 도움을 줄 것이다. 이에 이 연구는 현재 전세계적으로 널리 활용되고 있는 산림 경관 모형의 발전 양상을 정리하고, 다양한 산림 경관 모형 접근 방식을 설명 및 비교하고, 현존하는 산림 경관 모형의 발전 방향과 우리나라에 필요한 모형 적용 방향을 고찰하고자 한다.

산림 경관 모형의 기반이 된 선구 모형군의 발달

산림 경관의 변화를 모사하는 모형의 발전은 컴퓨터 하드웨어 및 프로그래밍 언어 등의 기술적 발전과 경관생태학의 개념적 발전을 토대로 이루어졌다(Mladenoff, 2004). 특히 산림 경관이 포괄하는 거대한 시공간적 스케일을 고려했을 때, 이와 같은 모형이 다루어야 하는 대상은 광범위할 수밖에 없었기 때문에, 자연히 전산 설비가 충분히 발전하여 연산 집약적인 모형을 구동할 수 있게 되고 나서야 산림 경관 모형의 본격적인 적용이 가능해지게 되었다(He and Mladenoff, 1999b).

산림 경관 모형의 이론적 배경은 경관 생태학으로, 이는 다양한 시공간적 스케일에서 나타나는 생태적 현상과 그들 간의 상호 작용에 의한 변화에 주목하며, 특히 교란과 인간의 영향 등 생태계의 동적 특성을 중요시한다

(Forman and Godron, 1986; Turner, 1989). 또한 생태계가 보이는 공간적 구조에 의해 영향을 받는 생물, 물질, 에너지의 흐름에 관심을 보임으로써, 공간적 이질성이 배제되어야 하는 요소가 아니라 오히려 적극적으로 고려되어야 하는 대상이라고 여긴다. 이 같은 관점에서 바라보는 산림 경관은 자연스럽게 방대한 시공간적 규모에서 인식될 수밖에 없으며, 다양한 생태적 현상과 그 상호작용을 적극적으로 도입하게 되었다. 따라서 보다 동적이고, 시공간적으로 명시적이며, 복합적인 모형적 연구가 경관생태학의 중요한 연구 방법론으로 자리잡게 되었다(Mladenoff, 2004; Turner, 1989).

산림 경관 모형의 초기 모습은 Markov 모형의 형식이었다(Stephens and Waggoner, 1970). 가장 기본적인 형태의 Markov 모형은 특정한 모사 대상의 유형들 사이에서 나타나는 전환 계수표를 활용한 간단한 공식을 적용한 것으로, 산림 경관 모형에 적용될 경우 특정 기간 동안 하나의 산림 유형이 다른 산림 유형으로 변화하는 확률을 추정하고 적용하여 장기간에 걸쳐 비슷한 유형간 전환이 지속된다는 가정 아래 각 유형별 점유율이 어느 수준으로 수렴되는지를 평가하는 방식으로 이루어졌다(Burnham, 1973; Bell, 1974). 이 같은 초기 모형 방식은 당시 전산 능력과 적용의 한계로 인해 산림경영, 교란, 혹은 천이 중 하나의 현상만을 중심에 두고 개발되는 것이 일반적이었으며, 특히 천이를 중심으로 하는 모형이나 공간성이 배제된 산불 모형과 같은 유형이 주를 이루었다(Baker, 1994; Mladenoff, 2004). 이러한 유형의 모형은 이후 전산 기술의 발전과 함께 다양한 규칙을 기반으로 하거나 동적인 전환계수의 적용을 활용하면서 더 복잡한 생태계 과정과 영양단계의 동적 과정을 모사하는 모형로 발전하였다.

한편 대표적인 산림 변화 모형의 선구이며 1960년대 후반에서 1970년대 초반에 걸쳐 처음 개발되고 이후 갭모형군 gap model의 시초가 된 JABOWA(Botkin et al., 1972; Shugart and West, 1980)가 등장하였다. JABOWA를 위시한 갭모형은 작은 규모의 수관 교란의 결과로 생겨난 숲틈(gap) 정도의 크기를 단위로 하는 임분의 변화와 발달을 다루는 작은 공간적 규모에 한정되었다. 갭모형은 개별 임목의 활착, 성장, 경쟁, 고사를 둘러싼 경험적 데이터에 기반하여 만들어졌다. 이러한 '숲틈' 규모는 일반적으로 0.01-0.1 ha 정도의 크기였기에, 이 정도 이하의 공간 규모에서 발생하는 현상, 즉 임분 내 개별 임목의 상호 작용이나 위치에 의한 영향 등은 고려되지 않았다(Mladenoff, 2004).

갭모형 자체는 공간성을 지니지 않음에도 불구하고 산림 경관 모형의 선구로 평가되는 이유는 무엇일까? 그것은 산림 경관 모형이 산림의 변화를 바라보는 기본 시각에 있다. 산림 경관 모형은 시공간적으로 일률적인 천이

단계를 거쳐 극상 상태로 나아가는 커다란 산림을 보고자 한 것이 아니라, 숲틈(gap)으로부터 비롯되어 다양한 천이 단계에 있는 작은 숲조각들이 섞여 있는 보다 큰 규모의 산림 생태계가 보이는 동적인 특성과 공간적 이질성에 주목하였기 때문이다(Bormann and Likens, 1979). JABOWA를 위시한 갭모형은 방금 언급한 '작은 숲조각'을 패치(patch)나 갭(gap)이라고 불렀으며, 산림경관모형은 갭모형의 대사인 이러한 조각들을 최소 모사 단위로 사용하였고, 수많은 조각들이 시간이 흐름에 따라 변화하고 서로에게 영향을 주고 받으며 만들어지는 다양한 공간적 패턴과 과정을 모사하여 전체 산림 경관의 변화를 추정하거나 평가하고자 하였다(Shugart, 1984).

갭모형보다 약간 이른 시기에 출현하였으며 개별 임목의 성장을 모사하는 모형군으로 FOREST 모형군(Ek and Monserud, 1974)이 등장하여 1980년대까지 발전하였고, 이후 1990년대 초반의 더욱 발달된 SORTIE 계열의 모형군(Pacala et al., 1993)이 등장하였다. 이들 모형군은 하나 혹은 복수의 개별 임목을 대상으로 공간적 상호작용을 포함한 모사를 시도했다는 점에서 당시 전산 능력의 한계를 뛰어넘는 혁신적인 모형이었다. 다시 말해 이 모형군은 메카니스트릭 갭모형으로 볼 수 있는데, 이는 대상 임분 내 개별 임목들의 발달을 집합하여 숲조각을 모사하는 접근 방식을 채용하였음을 의미한다. SORTIE 계열 모형의 장점은 공간적 구성요소나 모형 내부의 알고리즘이 매우 정교하며 사실적인 결과를 내놓을 수 있었다는 측면이었다. 그러나 방대한 입력자료를 요구한다든지, 개별 임목을 일일이 모사하는 방식이 필요로 하는 매우 높은 공간 해상도에 의한 막대한 전산 능력이 요구된다는 것이 큰 단점이었다. 그 결과 초기에는 FOREST나 SORTIE보다는 직관적인 접근 방식과 현실적인 전산 요구량을 지닌 JABOWA 방식이 널리 받아들여졌고, JABOWA에 기반한 수많은 변종이 FORET 계열로 명명되어 활발하게 개발되는 토양이 만들어진 것이다(Mladenoff, 2004). 갭모형의 시공간적 확장은 향후 산림 경관 모형을 구성하는 기본 틀로 발전하게 된다.

초기의 갭모형이나 FOREST/SORTIE류의 개별 임목 대상 모형의 한계는 일반적으로 소규모 임분이나 개별 임목의 성장과 천이에 초점을 맞추다 보니 중장기 이상의 시간상에서 발생할 수 있는 다양한 자연적 인위적 교란을 다루지 못한다는 점과 공간적 상호작용 모사가 어려웠다는 점에 있었다. 비슷한 시기 발전했던 산불 교란 모형이나 산림 관리 모형 역시 독립적으로 작동하는 한계를 크게 벗어나지 못하였다. 이후 등장할 산림 경관 모형은 연산 요구량에 따라 탄력적으로 모사 메커니즘을 활용하는 다양한 접근 방식을 가지고 발전하게 되었으며, 동시에 중기 이상의 시간적 스케일에서 발생하는 여러 가지 교란을

동적으로 다룰 수 있게 되었다는 점에서 기존의 다양한 모형군을 융합시키는 접근 방식으로 나타났다.

한편 1970년대에 경험적 접근을 중심으로 하여 산림 교란, 특히 산불의 발생과 확산을 대상으로 하는 교란 모형의 개발이 이루어지기 시작하였다. 이들 모형은 주로 산불 방지 및 방재를 위한 목적으로 개발되었는데, 산불 모형이 근본적으로 시공간적 상호작용을 취급해야 했음에도 불구하고 초기 교란 모형 역시 식생과의 연관성이나 연료의 연속성과 연소와의 상호작용, 산불 확산의 동적 특성을 제대로 모사하기에는 역부족이었던 것으로 보인다(Mladenoff, 2004; Rothermel, 1972). 하지만 초기의 경험적 접근이 1980년대에 이르러 BEHAVE와 같은 비공간적인 산불모형의 기반이 되었고(Andrews, 1986), 이러한 모형 방식은 산불의 강도, 지속시간, 화염 길이, 확산 속도 등을 추정하는데 널리 활용되었다(He, 2008). 이윽고 1990년대에 접어들면서 FARSITE와 같이 연료 분포의 형태와 조건 등에 기반하여 지표화, 수관화, 산불 확산 속도, 비산 등의 메커니즘을 공간적으로 모사할 수 있는 보다 발전된 산불 모형이 등장하게 되었다(Finney, 2004). 하지만 이러한 접근 역시 개별 특정 산불의 확산 모사에 한정되었으며, 중기간 이상에 걸친 산림 생태계의 변화와 그 공간적 특성을 산불과 동적으로 연계시켜 모사하지는 못하였다(Beukema et al., 2003; He, 2008). 이러한 한계는 산불 뿐 아니라 다른 유형의 산림 교란 모형, 즉 병해충, 태풍, 산사태 등에도 고스란히 적용되었다. 산림 경관 모형이 본격적으로 개발되기 시작한 연후에야 공간성이 고려된 교란 모형의 연계 개발이 주목을 받게 되었고, 이러한 움직임은 이후 산림 교란과 산림 식생간의 시공간적 상호작용을 나타내는 산림 경관 모형의 중요한 구성 요소로 활용되게 되었다(Mladenoff, 2004).

산림 관리 모형은 1970-80년대에 등장하였으며, 보다 넓은 공간적 규모에서 산림 경영과 관리를 위한 다양한 조합의 시업을 수행한 결과를 예측하기 위해 기존의 성장 수확 모형 방법론에 기반한 컴퓨터 프로그램과 모형의 형태로 개발되었다(예, 미국 산림청의 FORPLAN). 물론 이러한 접근만으로는 초기 성장 수확 모형 접근이 경험했던 한계인 공간성 부재와 임분 동적 특성의 배제라는 문제를 피할 수 없었으나, 나중에 산림 관리 모형이 산림 경관 모형의 주요한 요소로 편입될 수 있는 기반이 되었다(Iverson and Alston, 1986; He and Mladenoff, 1999b; Mladenoff, 2004). 이렇게 산림 경관 모형이 본격화되지 이전에 등장한 다양한 산림 모형들은 이후 산림 생태계에서 나타나는 변화의 공간적 특성이나 다양한 교란의 영향을 동적으로 연계하게 되면서 모사 대상과 방식의 다양화를 모사할 수 있는 근간이 되었다.

산림 경관 모형의 대두

1980년대 경관 생태학의 대두와 함께 산림 생태계 현상의 공간적 상호작용, 인간 영향(관리 혹은 인위적 교란)의 고려, 다양한 자연 교란, 공간성(공간적 상호작용, 시공간적 스케일, 공간 구조의 영향) 등이 정의되고 연구되기 시작하였다. 이에 따라 각기 독립적으로 존재했던 산림 생태 모형, 교란 모형, 산림 관리 모형을 결합시킨 모형군의 출현을 이끌게 되었다(Acevedo et al., 1996; He et al., 2003). 이 새로운 모형군은 산림 생태계의 동적인 특성과 그로 인한 변화를 보다 큰 '시공간적 맥락'에서 종합적으로 이해하기 위한 산림 경관 모형 방법론으로써 자리잡게 되었다(Scheller and Mladenoff, 2007). 특히 산불, 태풍이나 강풍, 병충해, 그리고 인간의 산림 관리와 같은 개별적 교란을 산림 천이와 동적으로 교차 적용할 수 있게 된 플랫폼을 마련하여 산림 생태계의 변화를 이해하고 관리하는 모형 접근 방법론의 확립에 큰 도움이 되었다.

이 같은 일반적 특성에도 불구하고 산림 경관 모형에는 자신만의 독특한 특징을 지닌 다양한 종류가 존재한다. 모형 간의 차이는 모형의 복잡도나 알고리즘, 그리고 필요 모수의 정도 등에서 편차를 보인다. 구체적으로는 1) 모사 대상 지역의 환경변수와 그 이질성이나 동적 특성을 어떻게 표현하고 얼마나 정밀하게 활용하는가, 2) 이웃 간의 공간적 상호작용의 정도나, 모형을 구성하는 주요 생태 현상 간의 피드백이 얼마나 정교하게 짜여져 있는가, 3) 다양한 교란을 얼마나 정밀하게 모사하는가, 4) 산림 군집 구조를 얼마나 자세히 나타내는가, 5) 산림 기능적 측면을 연계하여 모사할 수 있는가, 6) 모형의 목적이 이론적 이해인가 실용적 활용인가 등 서로 다른 산림 경관 모형을 가름하는 요소는 매우 다양하게 존재한다(Pretzsch et al., 2008; Scheller and Mladenoff, 2007; He, 2008).

새로운 이론적 배경의 대두 뿐 아니라 기술적 발전 역시 산림 경관 모형의 대두에 매우 중요한 기여를 하였다(Baker and Mladenoff, 1999). 일반적으로 사용가능한 전산 기기의 연산 능력과 메모리는 기하급수적으로 증가하였으며, 모형 개발을 위한 프로그래밍 언어의 다양화와 개발 기반의 대중화와 더불어, 객체지향적 소프트웨어 디자인(Object Oriented Software Design)이 용이해지면서 수많은 연구자들이 다양한 산림 경관 모형을 개발하기 시작하였다(Maxwell and Costanza, 1997; Scheller and Mladenoff, 2004). 소프트웨어와 하드웨어 이외에도 가용한 데이터의 확장이 가져온 기여도 매우 컸다. 특히 지리 정보시스템(Geographical Information System, GIS)의 발달, 원격탐사의 발전과 데이터 공유, 다양한 산림 및 환경 관련 공간 정보의 확장과 데이터베이스화도 산림 경관 모형 발전의 기반을 이루는 중요한 요소였다. 이러한 데이

터의 확장은 특히 모형 모수를 개선 및 보정하고, 모형 결과를 검증하는데 필요한 경험적 자료를 제공하면서 모형 개발 환경을 개선하는 주요 요인으로 작용하였다.

산림 경관 모형을 다른 모형과 가름하는 가장 중요한 특성의 하나로 ‘공간성’이 언급된다. 과연 산림 경관 모형이 ‘공간성’을 지녔다는 것은 무엇을 의미하는가? 넓게 보았을 때 이는 경관을 구성하는 요소들이 모형 속에서 각각의 좌표를 지니며 지리적 위상(topology)을 지닌다는 것을 의미한다. 물론 경관 모형에 따라 이러한 위상 관계에 의한 효과를 모사할 수도 있고, 그러지 않을 수도 있다. 쉬운 이해를 위해 새로운 입목의 발아와 정착을 모사하기 위한 단계로 특정 위치에서의 종자의 유무를 모사하는 것을 예로 들어 보자. 어떤 모형은 종자 생산량과 비산거리 특성에 따라 주변 모수(母樹)로부터의 거리와 빈도에 따른 확률 분포에 따라 특정 위치의 종자 유무를 계산하는 명시적 공간성을 지닐 수도 있겠으나(Figure 1), 어떤 모형은 경관 내의 모수 밀도에 비례하여 종자 유무의 확률을 결정하고, 이를 위치와 관계없이 경관 전체에 일괄적으로 적용할 수 있을 것이다. 두 경우 모두 모사하는 대상이 ‘위상’을 지닌다는 점에서 공간성을 지닌 산림 경관 모형이라 할 수 있겠지만, 모사하는 생태 현상 자체에 위상에 의한 영향이 반영된 정도에는 큰 차이가 있다. 단순히 위상적 변수에 의한 모사를 했는지의 여부에 따라 어느 모형이 ‘더 낫다’고 할 수는 없으며, 다만 사용자의 모형 사용 목적이나, 모형 구동에 필요한 모수를 추정하고 모형을 검증하는 데에 사용할 수 있는 데이터가 얼마나 존재하느냐 등에 의해 모형의 선택이 이루어질 뿐이다(Mladenoff, 2004; Pretzsch et al., 2008). 오히려 위상을 고려하는 공간적 상호작용을 모사하는 경우 모형 전체의 연산 요구량이 크게 높아지는 문제가 발생한다. 특히 이웃으로 확산되는 현상의 유효 영향 거리(effective distance)가 길수록, 그리고 공간적 해상도가 높아질수록 필요한 연

산 자원은 기하급수적으로 증가하므로, 상황에 따라 해상도와 영향거리를 적절하게 설정하는 것이 매우 중요하다.

이와 대조적으로 매우 넓은 지역 규모(광역, 혹은 전지구)에서 기후변화에 의한 산림 변화를 추정하는데 널리 사용되는 Dynamic Global Vegetation Models(DGVMs) 모형군의 경우 위상성은 있으나 공간적 상호작용은 일반적으로 적용되지 않는다(Lenihan et al., 1998; Neilson, 1995). 이러한 모형군은 특정 식생형의 공간적 분포가 기온이나 강수량 등 기후인자에 의해 결정된다는 전제를 지닌다. 추가적으로 토양과 같은 환경 변수를 추가하여 그 설명력을 높여려는 시도가 이루어지기도 하지만, 이러한 모형의 기반에는 특정종의 서식지 적합도를 설명하는 ‘환경 변수의 조합’에 대한 이해가 자리하고 있으며, 따라서 기후 조건의 변화의 결과로 인해 발생할 수 있는 산림의 변화를 동적으로 모사하지 못한다는 한계를 보이기도 한다.

공간 구조의 영향이 반영되는가도 산림 경관 모형의 ‘공간성’을 둘러싼 특징을 가름하는 주요한 요소이다. 공간 구조의 영향은 앞서 언급한 위상과는 다른 개념으로, 대상 경관에 존재하는 특정한 피복 유형의 패턴이 미치는 영향을 의미하는 것이다. 한 예로, 가연성이 높은 침엽수 단순림의 피복 유형의 비중이 매우 높아서 전체 경관에서 이 식생형이 보이는 연결성이 매우 높다고 가정하자. 이러한 공간 구조를 지닌 산림 경관의 침엽수림은 산불 확산의 가능성이 크다는 측면에서 산불 취약성이 높다고 할 수 있다(With, 1997). 하지만 산림 경관 모형에 따라 공간 구조를 어떻게 취급하느냐에 따라 모형이 모사하는 산불 확산의 양상은 달라질 수 있다. 공간 구조의 영향을 적극적으로 모사하는 모형의 경우 연결성이 높은 경관에 발생한 산불이 전체 산림의 취약성을 높이는 결과를 보일 수 있을 것이다. 하지만 경험적인 산불 자료에 기반하여 미리 결정된 특정 크기의 산불을 모사하는 모형의 경우 앞선 사례만큼 공간 구조의 특성이 강력하게 반영되지 않을

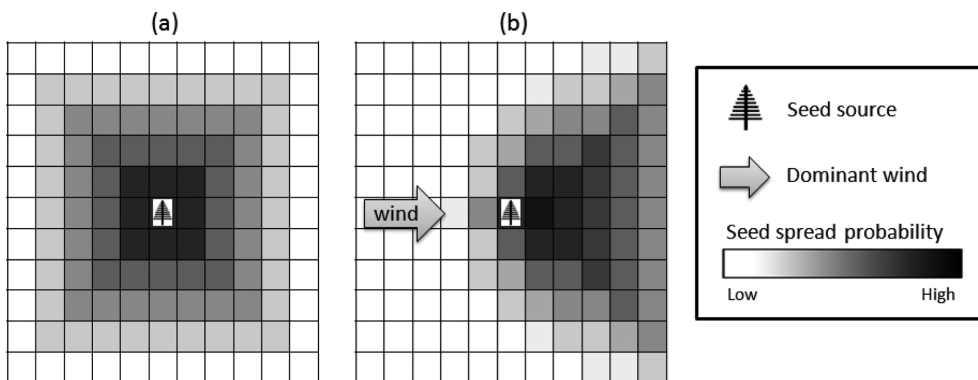


Figure 1. Examples of topological application of seed spread probability in a raster-based landscape. (a) Forest landscape model with topology may calculate seed spread probability simply based the distance from the seed source. (b) For topological applications incorporating other processes, such as wind, attributes such as wind direction may influence seed spread probability.

것이다. 이 같은 영향은 공간 구조가 얼마나 분산되어 있느냐(dispersed) 아니면 밀집되어 있느냐(aggregated)와 같은 맥락에도 적용될 수 있다(Tischendorf, 2001). 특히 확산되는 현상을 모사하는 경우 확산의 용이함을 결정짓는 요인의 공간적 구조가 이질적인가 동질적인가 하는 측면은 매우 중요하게 작용한다. 병충해의 확산을 예로 들자면, 병충해에 취약한 산림 구조가 발생지로부터 균일하고 넓게 존재한다면 확산의 위험성은 매우 커지겠지만, 다양한 취약도를 가진 구조가 이질적으로 존재한다면 효과적인 확산을 저지하는 역할을 수행할 수 있는 것과 같다. 물론 이러한 사례는 ‘공간성’ 자체를 강조하기 위해 든 것으로, 모든 경우에 있어 공간 구조 자체 뿐 아니라 확산 현상 자체의 특성도 결정적인 역할을 할 수 있다.

산림 경관 모형은 산림 식생의 군집 구조나 종구성의 변화를 어떻게 모사하는지의 특징에 있어서도 다양한 접근 방식을 사용한다. 산림 경관의 변화를 모사하는 알고리즘에 따라 모사 대상 식생의 최소 단위는 개별 입목으로부터 수종의 집합, 크게는 군집이나 천이 단계(seral stage), 혹은 식물 기능군(plant functional type)의 형태를 지닐 수 있다(Scheller and Mladenoff, 2007). 군집, 천이 단계, 혹은 식물 기능군을 사용하는 접근방식은 미리 정의해 놓은 군집형 간의 변화를 모사한다. 각각의 군집형은 특정 수종, 영급이나 경급, 우점도 등으로 정의되고, 군집 변화 알고리즘에 의해 각 군집형 간의 전환율을 평가하여 변화의 여부를 결정하는 방법으로 모사된다(Bachelet et al., 2001; Klenner et al., 2000). 이와 같은 형태는 앞서 기술한 Markov 전환 모형과 유사한 형태를 띄기도 하지만, Markov 모형이 고정된 시간의 흐름과 고정된 전환율을 사용하는 것과는 달리 최근의 산림 모형은 변동 가능한 시간차 전환이나 다양한 변수(예를 들면 교란이나 기후변화 등)에 의한 전환율 변화 등을 모사할 수 있다는 장점을 지닌다.

이와 같은 접근 방식은 입분 규모의 상세한 경험적 데이터를 활용할 수 있다는 용이함과 요구되는 연산 부하가 작다는 장점을 지니지만, 다양한 변화 요인에 대해 개별 수종이 각각 보이는 반응을 중요하게 고려되어야 하는 경우 적절하지 않을 수 있으므로 주의를 요해야 한다. 예를 들어 기후변화와 같이 오랜 시간에 걸친 환경 조건의 변화 등을 고려함에 있어 군집 자체의 변화를 수반할 수 있다는 점을 염두에 두어야 한다. 이 같은 한계를 부분적으로나마 극복하기 위해 군집 수준을 보다 세부화시키거나 더 복잡한 전환 관계를 정의하여 사용하기도 한다. 군집 자체는 고정되어 있지만, 군집 간의 변화를 보다 동적으로 모사하는 것이다. 뿐만 아니라 Markov 모형군에서 흔히 나타나듯 고정된 군집간 전환 확률을 사용하는 방식이 궁극적으로 안정된 군집 비율로 수렴하는 특성으로 인한

문제를 극복하기 위해, 특정한 교란에 의한 추가적인 전환 관계와 확률표를 활용하는 방식도 존재한다(Klenner et al., 2000; Kurz et al., 2000).

또 다른 종류의 산림 경관 모형군은 개별 수종의 생태적 특성을 이용하여 군집 변화를 직접 모사하는 방식을 사용하기도 한다. 개별 입목 수준으로부터 수종별 우점도 수준, 마지막으로 수종별 유무 수준 등 다양한 수준의 정밀도로 입분의 변화를 모사할 수 있는 방식이 존재하는데, 이는 사실 산림 변화를 모사하는 알고리즘의 차이 뿐 아니라 연산 부하와 가용한 데이터의 한계를 반영하는 것이기도 하다(Roberts, 1996). 이러한 접근 방식은 개별 수종의 생태적 반응을 따로 모사하여 나타나는 결과를 종합함으로써 동적인 산림 군집 유형을 모사하는 방식이기에, 보다 유연하거나 미묘한 입분 구조 변화를 표현할 수 있다는 장점을 지닌다. 하지만 대상 수종의 특성을 일일이 모수화해야 한다는 점에서 모형 구동에 필요한 데이터 수집과 분석과 같은 과정에 매우 많은 노력이 들어간다는 단점이 있다.

대다수의 산림 경관 모형은 교란을 매우 중요시하여 이를 산림 변화와 연계시키는 특성을 지니는데, 이는 경관 생태학적 관점에서 생태계의 공간적 이질성을 형성하는 주요 요인인 교란의 역할을 모형 연구에 적극적으로 도입하고자 하는 노력과 연결된다(Baker and Mladenoff, 1999; Turner, 1989). 가장 대표적인 교란은 산불로써, 1970년대부터 축적된 다양한 경험적 데이터를 활용하여 개별 산불의 확산을 연계하여 산림 변화를 모사하거나(Chew et al., 2004), 고생태학적 방법론을 활용하여 인간 거주 이전과 이후의 산불 특성을 대조시켜 모사하기도 하였다(Wimberly, 2002). 또 산불 발생의 크기와 빈도 등의 시공간적 특성을 산림 생태계의 동적 변화와 연계시키는 방식으로, 1) 산불이 하나의 위치로부터 이웃으로 옮겨가는 것은 산불 자체의 연소 특성(산불 강도, 화염의 길이 등) 뿐 아니라 이웃의 산불 조건(연료의 양, 연료의 특성, 존재하는 수종의 가연성 등)에 의해서도 결정될 것이며, 2) 비산화와 같이 영향력의 거리에 대한 특성을 반영한 방식도 대표적이다(Baker and Mladenoff, 1999; He and Mladenoff, 1999a). 그러나 대부분의 산림 경관 모형이 상대적으로 긴 시간에 걸친 변화를 모사한다는 점과, 산불 발생 자체가 지닌 무작위적인 특성(stochasticity)에 비추어 보았을 때, 산불 교란과 연계시킨 산림 경관 모형의 효용성은 정확히 언제 어디에 산불이 날 것인지를 예측하는 데에 있는 것이 아니라, 장기간에 걸친 산불 취약도의 분포 변화나 산불 관리의 전략적 측면에 있다는 점을 염두에 두어야 한다(Gustafson et al., 2004; He et al., 2003).

인간의 영향, 혹은 산림 관리의 영향을 경관 수준에서 평가하는 것 또한 산림 경관 모형의 특징이다. 이러한 접

근은 산림 관리 방식과 시업의 결과로 형성되는 임분의 구조와 공간적 분포 특성이 장기적으로 임목 생산과 산림 경관 특성에 어떤 영향을 미치게 되는지를 평가하는데 있다(Gustafson and Crow, 1998). 기존의 성장 수확 모형은 작은 규모나 동질성이 높은 임분의 생산 관리에 적절하며 그 같은 조건 하에서 생산성 및 경제성의 최적화에 효과적으로 쓰일 수 있다. 하지만 보다 넓은 경관 수준에서 긴 시간에 걸친 변화를 파악하고 시업 이후 임분의 중구성이나 영급 구조, 공간적 패턴의 변화, 내부 및 가장자리 서식지 구조의 질 등을 평가하는 데에는 한계가 있으며, 이를 보완할 수 있는 도구로서 산림 경관 모형이 쓰일 수 있다. 한 예로, 산림 변화를 동적으로 묘사하는 동시에 공간적으로 메타 개체군이나 개체군 안정성을 추정하는 모형(예: RAMAS-GIS)이 생겨나기도 하였다(Akcakaya et al., 2003). 이러한 적용은 다양한 시나리오의 적용을 통해 복수의 대안적 시업의 결과를 비교하고 선택할 수 있게 해 줌으로써 정책 적용 이전에 수행할 사전 평가에 유용하게 사용될 수 있다.

산림 경관 모형의 특성을 살펴보기 위한 사례로 1990년대 이후 등장하여 활발한 개발과 적용, 다양화를 보이고 있는 LANDIS 모형군의 사례를 살펴보자(Mladenoff and He, 1999; Scheller and Mladenoff, 2004). LANDIS의 주목할 만한 점은 산림 경관 모형의 다양한 생태적/적용적 특성을 고루 갖추고 있으며, 또한 묘사 대상, 해상도, 알고리즘 등을 탄력적으로 선택할 수 있다는 측면에 있다. 이와 같은 특성은 LANDIS를 구성하는 다양한 모형군의 발전과 계보에 잘 드러나는 것으로, 앞서 기술했던 산림 천이, 산림 생태계 교란, 산림 관리의 다양한 모형군이 결합하고 발전하며 하나의 통합적인 산림 경관 모형의 틀을 구성하게 되었음을 볼 수 있다(Figure 2). LANDIS 모형군은 대상 수종의 내음성, 결실 시기, 수명, 종자 확산 거리, 확률 분포 등에 입각해 임분 내의 천이를 묘사한다. 이를 위해 몇 가지 핵심적인 산림 천이 과정에 대해 공간적 상호작용을 적용함으로써, 결과적으로 산림 경관 변화에 대한 공간 구조의 영향을 직접적으로 평가할 수 있게 하였다. 이와 같은 공간적 묘사를 대규모로 적용할 경우 막대한 연산 부하가 발생하는데, 이를 해결하기 위해 산림의 구조적 특성을 단순화시킨 방식을 채용함으로써(Keane et al., 2002), 갱모형과 군집모형의 특성이 복합된 독특한 양상을 보였다. 이 같은 방식은 LANDIS 모형군 뿐 아니라 LANDSUM이나 SIMPLLE, LANDCLIM 등에서도 사용되는데, 격자상 경관을 활용하는 모형의 경우, 개별 수목의 밀도와 재적을 일일이 묘사하는 것이 아니라 하나의 격자에 존재하는 모든 수종을 영급의 유무로 환산하여 사용하는 특성을 지닌다(Bugmann, 1996; Chew et al., 2004; Keane et al., 2002). 또 LANDIS 모형군은 다양한 교란,

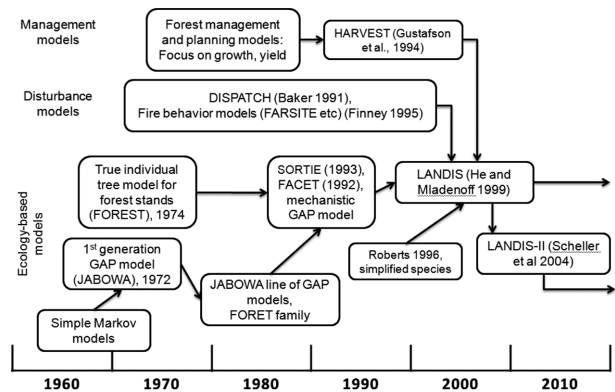


Figure 2. The historical and developmental lineage of a forest landscape model LANDIS.

즉 병충해, 산불, 풍해 등을 선택하여 각각의 발생 특성에 따라 반복적으로 묘사할 수 있는데, 이는 각 교란의 시공간적 발생 양상의 통계적 특성을 반영한 것이다. LANDIS 모형군은 2000년 이후 LANDIS 4.0 계열과 LANDIS-II 계열로 나뉘어 개발되면서, 전자는 보다 광범위한 경관에서의 묘사와 관리 적용에 초점을 맞추는 한편, 후자의 경우 오픈소스와 모듈화를 채용하여 대부분의 모형 구성 요소를 필요에 따라 자유롭게 탈부착하거나 상이한 알고리즘을 선택하여 사용할 수 있도록 하였다.

산림 경관 모형의 유형 비교

산림 경관 모형은 앞서 기술한 다양한 경관 특성의 고려 여부 뿐 아니라, 각각의 특성을 얼마나 정밀하게 묘사하는가에 따라서는 다양한 유형이 존재한다. 나아가 이와 같은 기준에 따라 필요한 시공간적 데이터나 모형 구동을 위한 모수의 다양성과 복잡성에도 큰 편차가 있다. 대표적인 산림 모형으로 1970년대 개발된 JABOWA 계열의 갱모형이 지금까지도 끊임없이 진화되고 변형되며 사용되고 있는데, 그 대표적 비결은 수목의 성장에 관여하는 핵심적인 생태적 현상을 단순화시킴으로써 활용의 용이함과 확장성을 극대화시킨 때문이다(Kimmins, 1997). 갱모형과 같은 접근 방식은 알고리즘과 수식이 비교적 간단하며, 개별 수목을 대상으로 하기 때문에 전통적으로 이루어지던 산림 자원 조사 데이터를 그대로 활용할 수 있다는 점에서 높은 활용도와 확장성을 지녔기 때문이다. 이와 같은 특성은 다양한 변이를 보이며 발전하고 있는 산림 경관 모형에서도 비슷하게 나타나고 있으며, 특히 최근 모듈화된 모형이 등장함에 따라 이러한 추세는 더욱 활발해 질 것으로 보인다. 이런 다양한 유형의 산림 경관 모형을 집대성하고 적절히 유형화하려는 시도가 있었다.

Scheller and Mladenoff(2007)는 현재 널리 사용되고 있는 산림 경관 모형을 3가지 주요 생태적 특성, 즉 공간적

상호작용의 유무, 식물 군집의 동적 모사 유무, 그리고 생태계 기능(생물량이나 다양한 물질과 에너지 흐름) 포함 여부를 기준으로 8개의 모형군으로 구분하였다. 먼저 산림 경관 모형은 기본적으로 대면적 공간을 대상으로 한다는 점에서 '공간적 상호 작용을 포함하는가 포함하지 않는가'를 중요한 요소로 보았다. 공간적 상호작용은 대면적의 산림 경관에서 나타나는 변화가 경관의 공간적 패턴에 내재된 생물체, 물질, 에너지의 흐름에 큰 영향을 미칠 것이며, 이러한 측면이야말로 경관 수준에서의 산림 변화의 핵심이라 판단한 것으로, 이러한 시각은 교란이야말로 넓은 산림 경관의 변화를 일으키는 주요 요소라는 관점을 반영한 것이다.

또 산림을 구성하는 수종이나 군집이 동적으로 모사하는가의 여부와, 산림 군집을 수종별로 독립적으로 모사하는가 아니면 사전에 정의된 군집이나 식물 기능군으로 구분하는가의 차이를 제시하였다. 하지만 이 같은 특성은 갭 모형과 같이 개별 수목을 대상으로 하는 접근이라는 한 극단으로부터, 선정된 군집에 기반하여 시간이나 교란에 따라 영급만을 적절히 변형시키거나 군집간 전환율을 적용하는 방식이라는 다른 극단 사이에 존재하는 다양한 접근 방식을 제대로 반영하지는 못하였다.

마지막으로 '생태계 기능 모형의 병합' 여부에서 '생태계 기능'이 의미하는 것은 에너지와 물질의 흐름과 교환에 관여하는 생물학적 및 비생물학적 프로세스를 모두 포함하는 모형을 말하는 것이며, 전통적으로 산림 생태학에서 생태계 생태학(ecosystem ecology)의 분야로 산림 생산성, 영양물질 순환, 분해 등의 현상에 주목하여 왔다(Potter et al., 1993; Hooper and Vitousek, 1997; Pastor and Post, 1986). 지상부 생물량, 지하부 생물량, 살아있는 조직이나 죽은 조직 등의 에너지/물질 저장고(pool)의 종류와 모형에 포함된 생태계 프로세스(호흡이나 분해 등)에 따라 모형의 복잡도가 증가한다.

Scheller and Mladenoff(2007)의 유형화 시도는 임분 단위의 현상, 즉 공간적 상호 작용의 미묘한 차이를 세밀하게 고려하지 않는 반면 생태계 기능 모사의 중요성은 과도하게 평가하고 있다는 점에서 비판을 받는다(He et al., 2008). 예를 들어 공간적 상호작용을 고려하며, 식물 군집은 동적으로 모사하고, 생태계 기능을 병합하고 있다는 이유로 Fire-BGC(Keane et al., 1996; Keane et al., 2002), FACET 그리고 LANDIS-II를 같은 모형군으로 분류하였다. 하지만 Fire-BGC는 하나의 독립된 모형이 아니라 갭 모형인 FIRESUM과 메카니스트릭한 산불 모형인 FARSITE가 결합된 일종의 하이브리드 모형이다. 따라서 이와 같은 모형 구조로는 갭모형인 FIRESUM의 특성상 모사된 산불 결과의 패턴이 산림 식생 변화에 제대로 반영되지 않는다는 한계를 지닌다. FACET의 경우도 JABOWA-

FORET 부류의 갭모형이므로, 부분적인 개선에도 불구하고 여전히 엄격한 의미에서 수준 높은 공간적 상호작용을 적용하는 모형이라고 말하기 어렵다. 이 같은 한계는 경관생태학의 핵심 개념인 공간적 스케일(scale)을 제대로 고려하지 않은 것으로, 개별 수목을 모사하는 모형군과 전지구적 탄소 순환을 평가하는 DGVM을 하나의 모형군으로 묶는 결과를 낳았다.

Keane et al.(2002)의 경우 독특한 모형 분류 방식을 보여주고 있다. 그는 대표적인 산불 모형 44가지를 분석하여 정량적으로 분류하고 모형 선택과 결과 해석에 필요한 가이드라인을 제시한 바 있다. 이 방법은 모형의 생태적 특성이라는 '정성적 기준'에 더하여 1) 천이 모사 여부, 2) 산불 확산 모사 여부, 그리고 3) 산불 점화 모사 방법을 설정하고 각각의 '복잡도'를 정량적으로 평가하여 모형의 특성을 결정짓는 요인으로 활용하였다는 점에서 주목할 만하다. 이는 이분법적인 모형 구분법을 탈피하고 보다 다양한 특성의 스펙트럼을 보여줄 수 있었다는 점에서 의미 있는 접근이었으나, 모형 간의 정성적인 차이가 너무 커질 경우 모형 특성의 복잡도를 정량적으로 비교하는 것이 큰 의미가 없어질 수 있다는 점에서 한계를 지닌다.

한편 He(2008)는 1) 모사 대상의 시공간적 해상도 특성, 2) 입력 모수에 의한 모사 대상의 민감도, 그리고 3) 시나리오 분석 가능성의 여부에 따라 산림 경관 모형을 분류하였다. 이 방식은 모형의 알고리즘과 모사의 공간적 해상도, 모형의 목적이나 효용에 따른 복합적인 기준에 따라 분류를 함으로써 정량적 및 정성적 특성을 모두 반영하고 있다. 이 분류법은 산림 경관 모형의 특징으로 공간적 상호작용을 모사하는지의 여부를 매우 중요시하는 반면, 일반적인 갭모형이나 생태계 기능 중심의 모형은 엄격한 의미에서의 산림 경관 모형에서 배제시키고 있다. 예를 들어 갭모형 기반의 식생 변화 알고리즘과 산불 확산 모형의 결합인 BEHAVE나 Markov 모형 기반의 VDDT 등이 이에 해당되어 산림 경관 모형에서 제외되어야 한다고 보았다. 하지만 갭모형과 유사한 산림변화 알고리즘을 차용하기는 하지만, 개별 산림 조각이 모여 전체 경관을 구성하고, 산림 조각 간의 공간적 상호작용을 모사할 수 있는 경우 산림 경관 모형의 자격 조건을 구성한다고 보았다(LANDIS 계열이나 EMBYR 등). 또한 교란이나 산림 변화를 반복적으로 모사할 수 있는가를 주요 특성으로 보았다. 따라서 단 한 번의 사건을 모사하는 목적으로 사용되는 산불 확산 모형 등은 산림 경관 모형에서 제외되었다. 이상 두 가지 기준을 만족하는 모형을 산림 경관 모형으로 구분하고, 이외 시공간 해상도(spatio-temporal resolution)의 여부나, 복수의 생태 프로세스를 모사할 수 있는지 등에 의해 분류하였다. He(2008)은 결과적으로 이러한 분류 방식이 산림 경관 모형의 특성에 따라 어떻게

Table 1. Various forest landscape models and their characteristics.

Name	Topology/ Spatial interaction	Natural disturbance	Forest representation	Management	Ecological function	Application: theory/strategic/ tactical
LANDIS ^a	Yes	various	species and age-class	user-defined	limited	strategic/theory
LANDIS-II ^b	Yes	various	species and age-class	user-defined	multiple modules	strategic/theory
FACET ^c	Yes	fire	individual tree	none	yes	strategic
FOREST-BGC ^d	Yes	fire	community	none	yes	strategic
LANDSIM ^e	Yes	fire	species and age-class	none	no	strategic
MC1 ^f	Depends	fire	community	none	yes	strategic
VDDT/TELSA ^g	Yes	user-define	community	user-defined	no	tactical/strategic
LINKAGES ^h	No	none	individual tree	none	yes	strategic
LANDCLIM ⁱ	Yes	various	species and age-class	user-defined	yes	strategic
MetaFor ^j	Yes	fire	dominance and age-class	none	no	strategic
MAPSS ^k , BIOME2 ^k	No	non	community	none	no/yes	strategic
EMBYR ^l	Yes	fire	fuel level	none	no	tactical
HARVEST ^m	Yes	none	community	user-defined	no	theory
LADS ⁿ	Yes	fire	age-class patches	none	no	strategic/theory

^aHe and Mladenoff, 1999b; ^bScheller and Mladenoff, 2004; ^cUrban and Shugart, 1992; ^dRunning and Coughlan, 1988; ^eRoberts, 1996; ^fBachelet et al., 2001; ^gKlenner et al., 2000, Kurz et al., 2000; ^hPastor and Post, 1986; ⁱSchumacher and Bugmann, 2006; ^jUrban et al., 1999; ^kNeilson, 1995; ^lHargrove et al., 2000; ^mGustafson and Crow, 1998; ⁿWimberly, 2002.

적절히 활용될 수 있는지를 결정하는데 도움을 준다고 보았다. 경험적 데이터에 기반한 이론적 배경을 중시하는 모형은 그에 걸맞는 개념적 접근에 적당하며, 모사하는 현상이나 해상도, 모사 프로세스의 개수와 공간적 상호작용의 정도 등이 더 높아질수록 더 세부적이고 특수한 용도로 활용될 수 있다는 것이다. 이 같은 특성에 따라 산림 경관 모형은 전략적 활용에서 기술적 활용에 이르는 다양한 스펙트럼이 존재한다고 보았다(Table 1).

산림 경관 모형의 유형화는 연구 목적과 대상의 성격, 그리고 활용 방안을 고려한 모형 선택에 큰 도움을 줄 수 있다. 다양한 산림 경관 모형의 유형이 존재하는 것은 경관 모형의 발전 양상을 고려한다면 자연스러운 현상이다. 연구자가 어떤 모형을 선택하여 사용할 것인가의 최종적 결정은 모형 자체의 특성, 특히 모사 대상과 모형의 적용성을 염두에 둔 정성적 기준과, 모사 대상의 정밀도와 시공간적 해상도, 모형 모수화를 위한 데이터 처리에 드는 비용 등 정량적 측면을 모두 고려하는 것이 필요하며, 이를 위해 엄밀한 사전 조사가 필요할 것이다.

최근 산림 경관 모형의 경향

최근 산림 경관 모형은 생태적 프로세스를 모사하는 알고리즘 뿐 아니라 소프트웨어 개발 측면에서도 변화를 나타내고 있다. 주목할만한 측면은 소프트웨어 디자인에서의 객체지향적 프로그래밍(object-oriented programming)의 흐름이 산림 경관 모형의 구조에도 나타나게 되었다는(Maxwell and Costanza, 1997; Sequeira et al., 1997; Scheller and Mladenoff, 2004). 특히 객체 지향적 모형 개발 양식

의 변화는 기존의 선형적인 프로세스 모사의 모형 구조로부터, 모사하고자 하는 다양한 생태적 프로세스를 독립적인 모듈로 구성하여 사용 목적에 따라 모형 구성요소를 다양하게 구성할 수 있도록 하는 변화를 이끌어내었다. 이에 따라 다양한 연산, 모사, 입력, 출력을 모두 포함하는 하나의 독립적인 모형으로부터, 연구 목적과 사용 가능한 데이터의 특성이나 한계에 따라 다양한 레벨의 모형을 차용하는 유연한 구조의 모형 개발이 활발하게 이루어지게 되었다.

또 하나의 움직임은 주로 산림 구조에 천착해 있던 산림 경관 모형을 생태계 기능 모형과 융합시키는 경향이 다. 물론 이런 병합에는 모수화, 알고리즘, 보정, 검증 등에 필요한 데이터와 노력이 기하급수적으로 증가하게 된다. 따라서 융합 모형으로의 움직임 자체가 반드시 발전적인 변화라고 보기는 어렵고, 융합적 모형의 필요성은 결과적으로 모형 목적에 크게 좌우된다. 예를 들어 기후변화와 같이 산림 생태계 기능(산림 생태계의 순생산성 등)에 긴밀히 간섭하는 인자의 영향을 파악하기 위해서는 생태계 기능의 융합 모형을 이용하는 것이 도움이 될 수 있다. 기후변화에 따라 나타날 기온이나 강수량의 변화, 대기조성(이산화탄소 농도 등)의 변화, 영양물질 순환의 변화 등은 대표적인 변화 요인의 사례이다. 또한 산림 생태계의 변화와 생태계 기능 간의 피드백이 주요한 기능을 할 것으로 추정되는 적용 사례의 경우에도 생태계 기능의 병합은 주요한 고려 요소가 된다.

산림 경관 모형이 직면한 가장 큰 도전 중 하나는 검증의 문제이다. 거대한 공간과 긴 시간 속에서 펼쳐지는 산림 생태계의 변화를 모사하는 모형 결과 검증의 전통적

방식은 경험적이고 독립적인 데이터와 모형 결과를 비교하여 평가하는 것이 일반적이다. 산림 경관 모형의 경우 공간상 대표 모형 결과, 즉 산림의 구조나 기능을 반영하는 결과를 경험적 시계열 자료와 비교해야 할 것이다. 그러나 산림 경관 모형의 대상이 지닌 시공간적 규모를 고려한다면 이와 같은 고전적인 검증 방식의 사용은 곤란한 경우가 많다. 대신 다음의 세 가지 방식으로 간접적인 검증을 시행하고 그 활용의 범주를 제한하는 것이 일반적이다. 첫째 방식은 서로 다른 시나리오에 따른 다양한 결과를 서로 비교하는 것이다(Rykiel, 1996). 엄밀하게 말하자면 모형의 검증이라기보다는 모형의 가능한 결과의 범위를 살펴보고, 이에 따라 어떤 관리나 정책 시나리오를 선택하는데 도움을 주기 위한 목적을 지녔다고 보는 것이 더 적절하다. 둘째는 일종의 앙상블 모형 ensemble modeling 접근으로서(Tebaldi et al., 2007), 서로 독립적인 모형들이 나타내는 결과가 얼마나 서로 일치하는지에 입각하여 모형의 신빙성 평가를 대체하는 방식이다. 이는 전 지구적 기후 변화 모형 등에는 널리 사용되고 있으나, 산림 경관 모형의 경우 포함되는 프로세스의 다양성이나 시공간적 해상도의 차이 등으로 인해 직접 비교할 수 있는 독립적 모형이 드물어 적용이 어렵다. 마지막으로 가장 널리 사용되는 검증 방식은 존재하는 경험 자료나 장기 생태 조사에 기대어 평가할 수 있는 모형 결과를 공간적 혹은 시간적으로 분할하여 활용하는 것이다. 이 경우 검증의 목적은 주로 모형의 핵심적인 알고리즘을 점검하는데 있다고 볼 수 있다. 설사 작은 시공간적 단위에서의 모델 검증이 성공적으로 이루어진다고 하더라도, 그러한 결과가 더 넓은 공간과 긴 시간에 걸쳐서 유효할 것인가를 판단하는 것은 쉬운 일이 아니다(Scheller and Mladenoff, 2004; He et al., 2003). 따라서 어떤 검증 방식이나 활용 방안을 선택하든, 산림 경관 모형의 주된 목적은 언제 어디에 어떤 산림이 존재할 것인지를 '정확히 예측'하는 데에 있는 것이 아니라, 현재 가능한 경험적 지식과 생태계 현상에 대한 이해에 기반하여 보다 포괄적인 시공간적 스케일, 즉 경관 생태학적 맥락에서 나타날 수 있는 가능한 결과를 생산하여 이를 적절히 평가하고 해석하여 활용하는데 있다고 보아야 할 것이다. 물론 그 정확도와 활용성은 산림 생태계에 대한 우리의 이해와 자료의 양과 질의 향상에 따라 함께 높아지게 될 것이다.

공간적 스케일에 따른 모형의 적용도와 정확도의 향상 역시 산림 경관 모형이 직면한 주요한 문제의 하나이다. 예전에는 '적절한 하나의 스케일'로 모형 선택과 모형 적용을 제한하는 것이 모형 활용의 주요 기준으로 인식되었으나(Turner, 2005), 이제는 다양한 스케일에서 일어나는 현상을 어떻게 여러 스케일로 전환시켜 적용시킬 수 있을 것인지에 대한 논의가 활발하게 진행되고 있다. 이러한 움

직임의 일환으로 iLand와 같이 개별 입목을 대상으로 하며 국지적 광조건에 의한 산림 변화를 경관 수준의 공간적 스케일로 확장시키는 모형도 출현하여 활발하게 개발되고 있다(Seidl et al., 2012).

한편 초기 산림 경관 모형의 연산 한계에 따른 영급 방식의 산림 구조 모사나 상호작용 모사의 비적용 등은 산림 구조 중심의 산림 경관 모형 결과가 산림의 재적이나 산림 생태계의 복잡성 등에 의해 발생할 수 있는 미묘한 산림 생장의 변화와 특성을 제대로 표현하거나 모사하지 못한다는 문제를 지니고 있었다. 따라서 급격하게 발전하는 연산 속도와 메모리의 증가와 보다 모듈화된 모형 개발의 확산, 오픈소스 제도와 소프트웨어 개발 환경의 대중화, GIS 및 모니터링 데이터의 확장 등은 산림 경관 모형 발전의 무한한 가능성을 보여준다. 전통적으로 하나의 모형을 선정하면 그 모형이 지닌 모든 한계점이 그대로 연구자의 모사 대상과 모형 적용까지 반영되던 것과는 달리, 이제는 필요에 따라 현실적이고 세부적인 모사를 선택하여 수행하거나 심지어 스스로 손쉽게 필요한 모듈을 만들거나 개선하여 기존 모형과 융합할 수 있는 추세가 나타나고 있다. 다만 산림 자체에 대한 관심으로부터, 다양한 산림 경관 변화, 교란의 발생, 대안적 산림 관리 시나리오의 적용에 의한 결과를 보다 경제적인 관점으로 평가할 수 있는 경제적 모형과의 융합이 부족한 것은 과제로 남아 있다.

결론

산림 경관 모형은 1) 거대한 시공간 규모에서의 산림 식생 변화를 모사하며, 2) 경험적으로 추정된 혹은 이론에 기반한 무작위 확률 함수에 기반한 생태 현상을 여러 번 모사하여 얻어진 결과를 활용한다는 특성을 지닌다. 따라서 모형의 목적에 따라 선정된 모형 알고리즘과 구조는 본질적으로 그 모형이 어떤 생태적 현상을 어떻게(랜덤-메카니스틱과 디테일의 구배 양자에서) 모사할 것인가를 결정하며, 모형 결과의 적용과 해석상의 한계가 정해진다. 따라서 이러한 특성을 폭넓게 파악하지 못하는 분류 방식은 분류 자체가 지닌 효용성을 제한하는 결과를 낳을 수밖에 없다.

산림 경관 모형을 적절히 선정하기 위해서는, 1) 산림 경관 모형의 정의에 기반한 분류 기준이 확립되어야 하며, 2) 어떤 현상을 어떻게 모사하는가, 즉 어떤 프로세스를 모사할 것이며, 그 모사의 디테일은 어느 정도의 수준으로 결정할 것인가의 측면을 명확히 선정해야 한다. 다시 말해 모형의 특성에 따른 정성적 분류와, 복잡도나 스케일에 따른 정량적 분류가 함께 작동하는 분류 방식의 도입이 적절할 것으로 보인다. 이 같은 특징은 특히 기후변

화와 관련된 산림 경관 변화 연구에서 큰 의미를 지닌다. 미래 기후 조건에서의 산림 분포는 기후 조건으로 대표되는 특정 수목의 분포 조건으로만 결정되는 것이 아니라, 개별 입목의 반응과 그 집합체로서의 군집의 이주라는 측면이 있기 때문이다. 예를 들어 현재의 강우와 온도의 시공간적 분포가 특정 수종의 공간적 분포와 보이는 관계에 기반하여 향후 기후변화에 의해 군집 분포가 어떻게 변화할 것인지를 추정하는 방식은 사실상 기후 조건과 군집 분포 간의 상관성을 연결시킨 통계적 모형의 특성을 강하게 지니는 것이기에, 산림 식생의 동적 분포 변화를 일으키는 다양한 프로세스, 즉 천이, 노쇠 혹은 고사, 정착, 생장과 그로 인한 군집 구성의 변화나 군집 교체의 시간차, 교란이나 관리로 인한 생태적 구조적 변화는 반영하지 못할 것이다. 이렇듯 산림 경관 모형의 특성에 따른 차이점을 정확히 구분하고 선별할 수 있는 능력은 모형의 선택뿐 아니라 모형 연구 결과의 적절한 활용을 결정한다는 점에서 매우 중요한 의미를 지닌다.

결론적으로, 사용자는 연구 목적이나 활용 목적에 따른 적절한 모형 선정 과정에서 다양한 모형 분류의 관점을 검토하여야 한다. 산림 생태계의 모든 국면을 밝혀줄 수 있는 단일한 산림 경관 모형이 존재하지 않는 것과 마찬가지로, 다양한 산림 경관 모형을 분류해 줄 수 있는 단일한 방식 역시 존재하지 않는다. 다만 산림 경관 모형의 분류에는 대상 프로세스의 종류(천이, 산불, 병충해, 생태계 생산성 등)나 공간적 해상도와 같이 명확하게 구분될 수 있는 기준만이 사용되는 것은 아니다. 산림 경관 모형의 과학적 정의에 부합하는가의 기준을 명확히 설정하고, 해당 모형의 알고리즘과 디자인이 반영하는 대표적 산림 생태계 프로세스의 시공간적 해상도와 프로세스의 해상도를 파악하는 것이 적절할 것이다. 따라서 다양한 분류 체계에 대한 이해는 모형 선정의 기준을 정하고 적절한 모형을 찾아나가는데 도움이 되는 가이드라인으로 유용하게 사용될 수 있을 것이다.

감사의 글

본 연구는 국립산림과학원(과제 번호 FE 0100-2009-01: 기후변화에 따른 산림생태계 영향평가 및 적응 연구)과 서울녹색환경지원센터의 지원을 받아 수행되었습니다.

References

- Acevedo, M.F., Urban, D.L., and Shugart, H.H. 1996. Models of forest dynamics based on roles of tree species. *Ecological Modelling* 87: 267-284.
- Akcaakaya, H.R., Halley, J.M., and Inchausti, P. 2003. Population-level mechanisms for reddened spectra in ecological time series. *Journal of Animal Ecology* 72: 698-702.
- Andrews, P.L. 1986. BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system - BURN subsystem, part 1. USDA Forest Service, Intermountain Research Station, General Technical Report 164.
- Bachelet, D., Lenihan, J.M., Daly, C., Neilson, R.P., Ojima, D.S., and Parton, W.J. 2001. MC1: a dynamic vegetation model for estimating the distribution of vegetation and associated ecosystem fluxes of carbon, nutrients, and water. USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station. General Technical Report 508.
- Baker, W.L. 1994. Restoration of landscape structure altered by fire suppression. *Conservation Biology* 8: 763-769.
- Baker, W.L. and Mladenoff, D.J. 1999. Spatial Modeling of Forest Landscape Change. pp. 333-349 in *Progress and future directions in spatial modeling of forest landscapes* (Mladenoff DJ, Baker WL, eds.). Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Bell, E.J. 1974. Markov Analysis of Land Use Change-Appliation of Stochastic Processes to Remotely Sensed Data. *Socio-Economic Planning Sciences* 8: 311-316.
- Beukema, S.J., Kurz, W.A., Pinkham, C.B., Milosheva, K., Frid, L. 2003. Vegetation Dynamics Development Tol User's Guide. Version 4.4. ESSA Technologies, Ltd., Vancouver, B.C.
- Bormann, F.H. and Likens, G.E. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem: Pattern and process in a forested ecosystem: disturbance, development, and the steady state based on the Hubbard Brook ecosystem study. Springer-Verlag.
- Botkin, D.B., Janak, J.F., and Wallis, J.R. 1972. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *Journal of Ecology* 60: 849-872.
- Bugmann, H.K. 1996. A simplified forest model to study species composition along climate gradients. *Ecology*: 2055-2074.
- Burnham, B.O. 1973. Markov intertemporal land use simulation model. *Southern Journal of Agricultural Economics* 5: 253-258.
- Chew, J.D., Stalling, C., and Moeller, K. 2004. Integrating knowledge for simulating vegetation change at landscape scales. *Western Journal of Applied Forestry* 19: 102-108.
- Ek, A.R. and Monserud, R.A. 1974. Announcement: Availability of a computer model for simulating growth and reproduction of forest stands of mixed species. *Forest Science* 20: 259-260.
- Finney, M.A. 2004. FARSITE: Fire Area Simulator-model development and evaluation. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Research Paper 4.
- Forman, R.T.T. and Godron, M. 1986. Landscape ecology. New York: Wiley.

- Gustafson, E., Zollner, P., Sturtevant, B., He, H., and Mladenoff, D. 2004. Influence of forest management alternatives and land type on susceptibility to fire in northern Wisconsin, USA. *Landscape Ecology* 19: 327-341.
- Gustafson, E.J. and Crow, T.R. 1998. Simulating spatial and temporal context of forest management using hypothetical landscapes. *Environmental Management* 22: 777-787.
- Hargrove, W.W., Gardner, R., Turner, M., Romme, W., and Despain, D. 2000. Simulating fire patterns in heterogeneous landscapes. *Ecological Modelling* 135: 243-263.
- He, H.S. 2008. Forest landscape models: Definitions, characterization, and classification. *Forest Ecology and Management* 254: 484-498.
- He, H.S. and Mladenoff, D.J. 1999a. The Effects of Seed Dispersal on the Simulation of Long-Term Forest Landscape Change. *Ecosystems* 2: 308-319.
- He, H.S. and Mladenoff, D.J. 1999b. Spatially Explicit and Stochastic Simulation of Forest-Landscape Fire Disturbance and Succession. *Ecology* 80: 81-99.
- He, H.S., Shifley, S.R., Dijak, W., and Gustafson, E.J. 2003. Spatial simulation of forest fire and timber harvesting in Missouri Ozarks Highlands. In: Perera, A.H., Buse, L.J., Weber, M.G. (eds.) *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances: Concepts and Applications*. New York, NY, USA: Columbia University Press.
- Hooper, D.U. and Vitousek, P.M. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277: 1302-1305.
- Iverson, D.C. and Alston, R.M. 1986. The genesis of FORPLAN: A historical and analytical review of Forest Service planning models. USDA Forest Service. Intermountain Research Station. General Technical Report 214.
- Keane, R.E., Morgan, P., and Running, S.W. 1996. Fire-BGC: A mechanistic ecological process model for simulating fire succession on coniferous forest landscapes of the northern Rocky Mountains. USDA Forest Service. Forest Service, Ogden, UT (United States). Intermountain Research Station. Research Paper 214.
- Keane, R.E., Parsons, R., and Hessburg, P. 2002. Estimating historical range and variation of landscape patch dynamics: limitations of the simulation approach. *Ecological Modelling* 151: 29-49.
- Kimmins, J.P. 1997. *Forest ecology: a foundation for sustainable management*: Prentice-Hall Inc.
- Klenner, W., Kurz, W., and Beukema, S. 2000. Habitat patterns in forested landscapes: management practices and the uncertainty associated with natural disturbances. *Computers and Electronics in Agriculture* 27: 243-262.
- Ko, S.Y., Sung, J.H., Chun, J.H., Lee, L.G., and Shin, M.Y. 2014. Predicting the Changes of Yearly Productive Area Distribution for *Pinus densiflora* in Korea Based on Climate Change Scenarios. *Korean Journal of Agricultural and Forest Meteorology* 16: 72-82.
- Kurz, W.A., Beukema, S.J., Klenner, W., Greenough, J., Robinson, D., Sharpe, A., and Webb, T. 2000. TELSAs: the tool for exploratory landscape scenario analyses. *Computers and Electronics in Agriculture* 27: 227-242.
- Lenihan, J.M., Daly, C., Bachelet, D., and Neilson, R.P. 1998. Simulating broad-scale fire severity in a dynamic global vegetation model. *Northwest Science* 72: 91-101.
- Lim, J.H., Shin, J.H., Lee, D.K., and Suh, S.J. 2006. Climate Change Impacts on Forest Ecosystems: Research Status and Challenges in Korea. *Korean Journal of Agricultural and Forest Meteorology* 8(3): 199-207.
- Maxwell, T. and Costanza, R. 1997. A language for modular spatio-temporal simulation. *Ecological Modelling* 103: 105-113.
- Mladenoff, D.J. 2004. LANDIS and forest landscape models. *Ecological Modelling* 180: 7-19.
- Mladenoff, D.J. and He, H.S. 1999. Design, behavior and application of LANDIS, an object-oriented model of forest landscape disturbance and succession. in *Spatial modeling of forest landscape change: approaches and applications*. (Mladenoff, D.J., Baker, W.L., eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK: 125-162.
- Neilson, R.P. 1995. A model for predicting continental-scale vegetation distribution and water balance. *Ecological Applications* 5: 362-385.
- Pacala, S.W., Canham, C.D., and Silander, J.A.J. 1993. Forest models defined by field measurements: I. The design of a northeastern forest simulator. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1980-1988.
- Pastor, J. and Post, W. 1986. Influence of climate, soil moisture, and succession on forest carbon and nitrogen cycles. *Biogeochemistry* 2: 3-27.
- Potter, C.S., Randerson, J.T., Field, C.B., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Mooney, H.A., and Klooster, S.A. 1993. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles* 7: 811-841.
- Pretzsch, H., Grote, R., Reineking, B., Rotzer, T., and Seifert, S. 2008. Models for Forest Ecosystem Management: A European Perspective. *Annals of Botany* 101: 1065-1087.
- Roberts, D.W. 1996. *Modelling Forest Dynamics With Vital Attributes and Fuzzy Systems Theory*. *Ecological Modelling* 90: 161-173.
- Rothermel, R.C. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. Research Paper 115.
- Running, S.W. and Coughlan, J.C. 1988. A general model of forest ecosystem processes for regional applications. I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling* 42: 125-154.
- Rykiel Jr, E.J. 1996. Testing ecological models: the meaning

- of validation. *Ecological Modelling* 90: 229-244.
- Scheller, R.M. and Mladenoff, D.J. 2004. A forest growth and biomass module for a landscape simulation model, LANDIS: design, validation, and application. *Ecological Modelling* 180: 211-229.
- Scheller, R.M. and Mladenoff, D.J. 2007. An ecological classification of forest landscape simulation models: Tools and strategies for understanding broad-scale forested ecosystems. *Landscape Ecology* 22: 491-505.
- Schumacher, S. and Bugmann, H. 2006. The relative importance of climatic effects, wildfires and management for future forest landscape dynamics in the Swiss Alps. *Global Change Biology* 12: 1435-1450.
- Seidl, R., Rammer, W., Scheller, R.M., and Spies, T.A. 2012. An individual-based process model to simulate landscape-scale forest ecosystem dynamics. *Ecological Modelling* 231: 87-100.
- Sequeira, R.A., Olson, R.L., and McKinion, J.M. 1997. Implementing generic, object-oriented models in biology. *Ecological Modelling* 94: 17-31.
- Shin, J.Y., Won, M.S., Kim, K.H., and Shin, M.Y. 2013. Predicting the Effect of Climate Change on Forest Biomass by Different Ecoprovinces and Forest Types in Korea. *Korean Journal of Agricultural and Forest Meteorology* 15(3): 119-129.
- Shin, J.Y., Won, M.S., Kim, K.H., and Shin, M.Y. 2013. Predicting the Effect of Climate Change on Forest Biomass by Different Ecoprovinces and Forest Types in Korea. *Korean Journal of Agricultural and Forest Meteorology* 15(3): 119-129.
- Shugart, H.H. 1984. *A Theory of Forest Dynamics: The Ecological Implications of Forest Succession Models*. New York: Springer-Verlag.
- Shugart, H.H. and West, D.C. 1980. Forest Succession Models. *Bioscience* 30: 308-313.
- Stephens, G.R. and Waggoner, P.E. 1970. The forest anticipated from 40 years of natural transition in mixed hardwoods. *Bulletin of the Connecticut Agricultural Experiment Station* 707. New Haven CT.
- Tak, K., Chun, Y., and Wood, P. 2007. The South Korean forest dilemma. *International Forestry Review* 9: 548-557.
- Tebaldi, C. and Knutti, R. 2007. The use of the multi-model ensemble in probabilistic climate projections. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 365: 2053-2075.
- Tischendorf, L. 2001. Can Landscape Indices Predict Ecological Processes Consistently? *Landscape Ecology* 16: 235-254.
- Turner, M.G. 1989. Landscape Ecology: The effect of pattern on process. *Annual review of ecological systems* 20: 171-197.
- Turner, M.G. 2005. Landscape Ecology in North America: Past, Present, and Future. *Ecology* 86: 1967-1974.
- Urban, D.L. 2005. Modeling ecological processes across scales. *Ecology* 86: 1996-2006.
- Urban, D.L. and Shugart, H.H. 1992. Individual-based models of forest succession. *Plant Succession. Theory and Prediction*. Chapman & Hall, London, UK: 249-292.
- Urban, D.L., Acevedo, M.F., and Garman, S.L. 1999. Scaling fine-scale processes to large-scale patterns using models derived from models: meta-models. *Spatial modeling of forest landscape change: approaches and applications*. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 70-98.
- Wimberly, M.C. 2002. Spatial simulation of historical landscape patterns in coastal forests of the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1316-1328.
- With, K. 1997. The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology* 11: 1069-1080.