

# 자연 기여율 및 모형을 활용한 생태계서비스 평가 개선방안

Improving Ecosystem Service Evaluation Using the Ecological Contribution  
Concept and Socio-Ecological Models

이승준 | 강대석

K O R E A  
E N V I R O N M E N T  
I N S T I T U T E

저자

이승준, 강대석

연구진

연구책임자 이승준 한국환경연구원 선임연구위원

참여연구원 강대석 부경대학교 교수

연구자문위원(가나다순)

전동준 한국환경연구원 환경평가본부장

주우영 국립생태원 국제협력팀장

현세환 환경부 자연생태정책과 행정사무관

홍현정 한국환경연구원 부연구위원

| 정책보고서 2024-12 |

## 자연 기여율 및 모형을 활용한 생태계서비스 평가 개선방안

Improving Ecosystem Service Evaluation Using the Ecological Contribution Concept and Socio-Ecological Models

© 2024 한국환경연구원

발행인 이 창 훈

발행처 한국환경연구원

(30147) 세종특별자치시 시청대로 370

세종국책연구단지 B동(과학·인프라동)

전화 044-415-7777 팩스 044-415-7799

www.kei.re.kr

인쇄 2024년 10월 26일

발행 2024년 10월 31일

등록 제 2015-000009호(1998년 1월 30일)

ISBN 979-11-5980-958-3 93530

인쇄처 세일포커스(주) 02-2275-6894

이 보고서를 인용 및 활용 시 아래와 같이 출처를 표시해 주십시오.

이승준, 강대석(2024), 「자연 기여율 및 모형을 활용한 생태계서비스 평가 개선방안」, 한국환경연구원.

값 5,000원

# 서언

최근 국제사회는 환경경제통합계정 체계를 마련함으로써, 경제활동에 직간접적인 영향을 주는 요소로서 생태계와 생태계서비스를 포함하는 통계자료 구축과 활용을 권고하고 있습니다. 이와 더불어 국내에서는 생태계서비스지불제, 생태계보전부담금제 등 생태계 보전과 지속가능한 이용을 위한 생태계서비스 기반 제도를 추진하고 있습니다. 이런 생태계와 경제 문제가 공존하는 정책을 추진하는 과정에는 다양한 이해관계가 대립하는 까닭에 생태계와 생태계서비스에 대한 보다 과학적이고 합리적인 평가와 이해가 요구됩니다.

그동안 우리 연구원은 생태계서비스 및 환경가치 분야의 연구 자료 구축뿐만 아니라 환경 매체별 원단위 가치 추정, 지수체계 개발 등 관련 정책 연구를 지속적으로 추진해 왔습니다. 그럼에도 불구하고 생태계와 사회경제계를 아우르는, 보다 넓은 관점에서 지속가능발전을 추구하기 위해서는 생태계서비스가 제공하는 사회경제 활동의 편익 뿐만 아니라 생태계서비스, 그리고 그러한 서비스를 가능하게 하는 생태계 프로세스 전반에 대한 이해와 평가가 동시에 이루어질 필요가 있습니다. 그런 의미에서 생태계서비스의 자연 기여율과 상호작용 평가 체계를 제시한 본 연구는 매우 시의적절하다고 생각합니다.

끝으로 본 연구를 수행한 우리 연구원의 이승준 박사와 부경대학교 강대석 교수께 감사를 표합니다. 바쁘신 와중에도 자문을 통해 연구에 도움을 주신 자문위원회도 깊은 감사를 드립니다.

2024년 10월  
한국환경연구원  
원장 이창훈

## ■ 일러두기

보고서에서 참고문헌이 표기되지 않은 표나 그림은 저자가 직접 작성한 것임을 알려드립니다.

# 자연 기여율 및 모형을 활용한 생태계서비스 평가 개선방안

이승준, 강대석

## 1. 생태계서비스 평가의 개선 필요성

그동안 생태계서비스 평가는 개별 서비스 품목의 원단위 가치 추정에 중점을 두었다. 비록 생태계서비스를 ‘인간이 생태계로부터 얻는 혜택’으로 정의하지만, 원단위 가치는 서비스의 최종 산물에 대한 추정값이며 생태계가 순수하게 제공하는 서비스를 대안적으로 추정할 수 있는 수단(proxy)이다. 생태계서비스의 의미와 가치를 정책에 적용하기 위해서는 최종 산물의 경제적 가치 이상으로 자연의 메커니즘이 제공하는 ‘프로세스’를 이해하고 그 가치를 평가하는 과정이 필요하다. 본 연구에서는 생태계서비스를 프로세스 관점에서 이해하고 평가할 수 있는 두 가지 이슈의 개선방안을 제시했다.

### 1.1 생태계 기여 정도에 대한 정량화

생태계서비스 가치 중 순수하게 자연이 기여한 비율을 산정하기 위해서는 공급 측면의 분석이 필요하다. 수요자 선호 기반의 가치추정 방법론과 달리 생·물리적 접근 방법론에서는 공급 측면에서 가치를 추정한다. 특정 재화나 서비스를 생산하는 데 투입한 모든 요소의 합을 가치로 산정하는 에머지(emergy) 방법론을 활용하여 생태계 공급서비스에 해당하는 농산물, 임산물, 축산물, 수산물 일부 품목의 자연 기여율 산정 방법을 구상하고, 국내 정책 활용을 위해 공급 품목의 통계자료를 활용하여 자연 기여율을 산정했다.

### 1.2 상호작용에 대한 평가 체계

생태계서비스는 일반적으로 다양한 종류의 서비스가 상호작용하는 관계이다. 상호작용에 따라 혜택과 손실이 발생하는 상황에서 최적화된 정책을 마련하기 위해서는 상호작용을 분석하고 모형으로 단순화하여 이해하는 방식과 이해관계자 참여 등을 포함한 과정 전반에 대한 지침이 필요하다. 문헌 연구를 통해 생태계서비스 상호작용 관련 개념과 유형화 방안, 분석에 필요한 통계적 방법과 모형을 검토했다. 또한 정책 의사결정 기초자료를 제공하는 실질적 연구 사례를 검토하여 평가 체계에 필요한 요소들을 분석하고 종합하여 상호 작용 평가 체계를 마련했다.

## 2. 공급서비스의 자연 기여율 산정

### 2.1 주요 농림축수산물 품목의 자연 기여율

에머지 방법론으로 산정한 주요 농산물과 임산물의 자연 기여율은 품목별로 차이가 있지만 분류에 따라 특정 범위에서 값을 나타냈다(그림 1 참조). 예를 들어, 식량작물 중 논을 기반으로 하는 미곡은 2020년 기준 25.1%의 자연 기여율을 나타냈지만 맥류, 서류, 잡곡, 두류 등 밭농사 기반 품목들의 자연 기여율은 56.8%에서 85.9% 사이 값으로 나타났다. 미곡을 제외한 식량작물의 상대적으로 높은 자연 기여율은 토양에서 비롯된 것으로 분석되었다. 오랜 기간 암석의 풍화작용을 통해 생성된 자연 기여 항목인 토양은 무기물 공급뿐만 아니라 작물 지지, 미기후 조절, 미생물 서식처, 수분 공급 등 작물 성장에 필수적인 역할을 담당한다.

노지 채소류는 2020년 기준 33.6%에서 61.3% 사이의 자연 기여율을 나타냈으며, 노지 과실류는 11.1%에서 27.4% 사이의 값을 나타냈다. 이에 반해 시설재배 채소류와 과실류는 0.1%에서 2.4% 사이의 낮은 자연 기여율 값을 나타냈는데, 이는 일반적으로 시설재배가 노지재배에 비해 토양침식이 적은 편이고 투입하는 재료나 에너지 투입량이 상대적으로 많기 때문이다. 임산물은 품목에 따라 자연 기여율에 차이를 보였지만 공통적으로 가장 높은 기여 항목은 토양이었다. 축산물의 경우 사료포 생산에 이용하는 토양이나 강수가 주요 자연 기여 항목인데 육우, 우유, 달걀을 대상으로 산정한 2020년 기준 자연 기여율은 평균 27% 정도로 나타났다.

수산물의 경우 근해어업을 기준으로 산정했는데, 2020년 기준 우리나라 해역의 일차생산성과 평균 영양 단계 자료를 토대로 산정한 자연 기여율은 60%로 나타났다. 이는 해수면 양식 품목에서 일반적으로 나타나는 30% 이하 자연 기여율의 두 배 이상 수준이다.

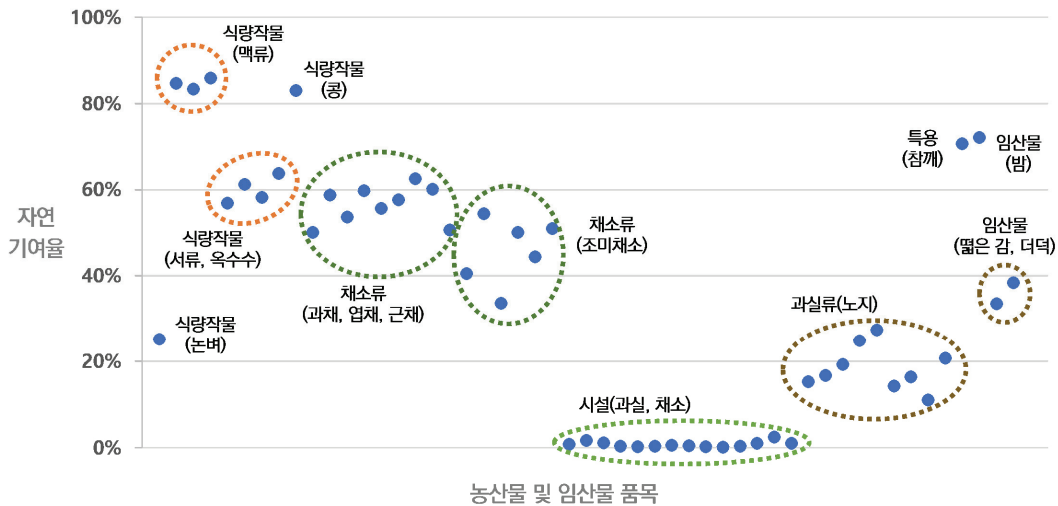


그림 1 농산물 및 임산물의 자연 기여율 분포(2020년 기준)

## 2.2 평균값 및 선행연구와 비교

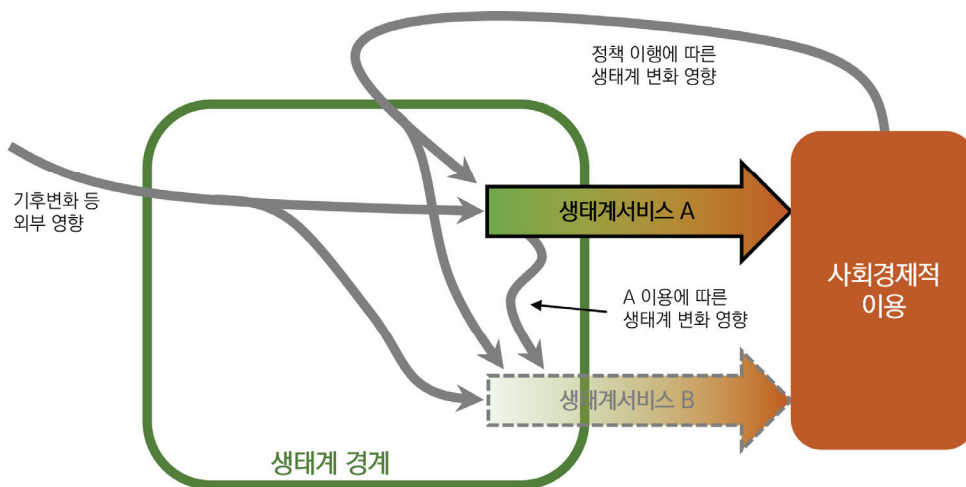
본 연구에서 자연 기여율을 산정한 농축산물 품목에 한정하여 2020년 기준 자연 기여율의 생산액 가중 평균값은 식량작물 32.6%, 채소류 24.1%, 축산물 26.8%로 나타났다. 채소류는 노지재배와 시설재배를 모두 포함한 값이며, 과실류의 경우 일부 품목에 대해 생산액 통계에 노지와 시설재배 구분이 없어 단일 평균값을 제시할 수는 없지만 10.7~19.4%의 자연 기여율 값을 나타낼 것으로 추정된다. 다만, 이와 같이 세부 품목에 대해 산정한 자연 기여율 값을 상위 분류의 평균값으로 통합하는 것은 품목 간 자연 기여율 값의 차이와 생산과정의 차별성을 무시하는 결과를 낳기 때문에 주의할 필요가 있다.

에머지 방법론을 활용하여 13가지 곡물 품목에 대해 자연 기여율을 산정한 유럽위원회의 선행연구에서는 평균 21%의 자연 기여율 값을 제시했는데(Vallecillo et al., 2019), 이는 농림축수산물을 대상으로 산정한 본 연구의 품목과 달라 단순 평균값을 비교하는 데는 무리가 있다. 또한 유럽위원회 연구에서는 토양의 유기물만 산정에 포함하고 무기물은 포함하지 않은 것으로 추정되므로 자연 기여율이 과소평가되었을 것으로 분석된다.

## 3. 생태계서비스 상호작용 평가 체계

### 3.1 상호작용 개념과 유형 및 분석 방법

생태계서비스의 상호작용은 먼저 특정 생태계서비스를 이용한다는 전제를 바탕으로 하며, 외부의 변화 요인에 의해 또는 내부의 생태계서비스 간에 상호작용이 발생하는 경우를 포함한다(그림 2 참조). 특정 생태계서비스를 이용하는 행위가 다른 생태계서비스 혜택에 영향을 미치는 경우 긍정적인 영향은 시너지(synergy)로, 부정적인 영향은 트레이드 오프(tradeoff)로 정의한다. 생태계서비스 상호작용 여부를 분석하는 데 통계적 방법을 활용할 수 있으며, 생태계서비스를 둘러싼 다양한 인과관계를 이해하는 데 DPSIR과 같은 프레임워크를 활용할 수 있다. 또한 변화를 일으키는 요인과 생태계서비스 간의 상호작용을 모형화하고 생태계서비스 상호작용 메커니즘을 유형화함으로써 관리의 실효성을 높일 수 있다. 이러한 이론적 배경을 바탕으로 기존 연구 사례를 분석함으로써 정책 활용을 위한 생태계서비스 상호작용 평가 체계의 핵심 요소를 제시하였다.

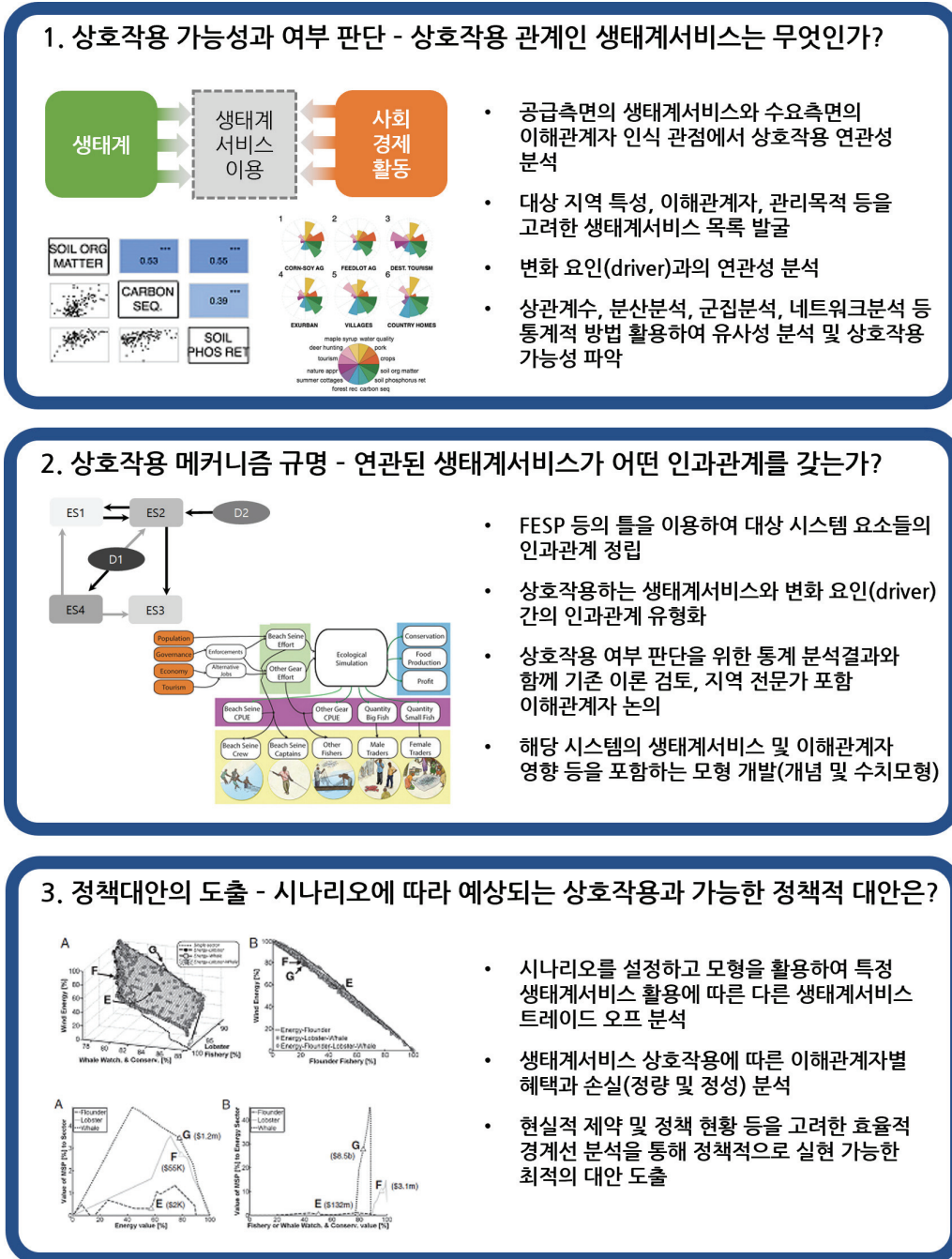


**그림 2** 생태계서비스 상호작용의 개념

### 3.2 상호작용 평가 체계

생태계서비스 상호작용을 고려하는 평가 체계는 과학적인 분석과 동시에 정책적 이해와 합의를 포괄하는 과정이다. 그러한 점을 고려할 때 다음의 세 가지 문제를 해결하는 과정으로 평가 체계를 구성할 수 있다.

① 상호작용 관계인 생태계서비스는 무엇인가? ② 상호작용의 메커니즘은 무엇인가? ③ 최적화된 관리 대안은 무엇인가? 본 연구에서 제시하는 생태계서비스 상호작용 평가 체계의 핵심은 <그림 3>과 같다.



**그림 3** 생태계서비스 상호작용 평가 체계의 핵심 단계

## 4. 결과 해석 및 정책 활용에 대한 제언

### 4.1 연구 결과의 의미

공급서비스 평가에 사회경제적 가치를 하나의 대안적 수단으로 활용하고 있지만, 앞선 단계를 고려하면 공급서비스는 자연 기여와 인적 기여가 상호작용하여 생산한 서비스이다. 사회경제적 관점에서 무료로 제공된다는 이유로 자연이 기여하는 일련의 서비스를 가치 산정에서 때때로 배제하는 경향을 보이지만, 지속 가능한 관리 정책을 수립하기 위해서는 개념적인 이해를 넘어 정량적인 평가가 필요하다. 그런 의미에서 자연 기여율 산정 방법과 결과는 생태계서비스를 이해하는 데 새로운 정책적 관점을 제공할 수 있다. 한편, 특정 생태계서비스를 이용하는 부분에만 관심을 두면 이용에 따른 생태계 영향과 피드백이 궁극적으로 또 다른 생태계서비스 공급에 어떤 영향을 미치는지 이해하기 어렵다. 다양한 이해관계자의 입장과 지속 가능한 생태계서비스 공급을 고려하기 위해서는 모형을 통해 앞선 단계에서 발생하는 생태계서비스 상호작용을 이해하고, 사회경제적 이해관계를 조율할 수 있는 방향으로 정책을 수립해야 한다. 그런 의미에서 모형을 활용한 생태계서비스 상호작용 평가 체계는 큰 그림을 볼 수 있도록 프로세스에 접근하는 길을 열어줄 것이다.

### 4.2 결과 해석 및 활용 제언

자연 기여율 평균을 분류별 대푯값으로 활용하는 경우 해석의 오류가 발생하지 않도록 주의를 기울여야 한다. 자연 기여율 값에는 해당 서비스 생산과정의 특성이 반영되어 있으므로 평균값 외에 각 품목의 자연 기여율 요인을 종합적으로 분석해야 한다. 자연 기여율을 지역 단위 혹은 세부 픽셀 단위로 산정하여 맵핑하기 위해서는 에머지 산정에 이용하는 통계를 세부 단위로 구축할 필요가 있다. 현재는 자연 기여 항목 뿐만 아니라 인적 기여 항목 통계자료를 국가 또는 광역 단위로 구축하고 있다. 본 연구에서 산정한 자연 기여율은 일반적인 품목 생산과정을 가정하여 추정된 결과이다. 기후변화와 같이 특수한 상황에 대해서는 관련 경로와 통계자료를 구축함으로써 자연 기여율 산정에 반영할 수 있다. 상호작용 평가 체계의 각 단계는 일련의 복합적 과정으로 이루어진다. 이해관계자의 참여와 논의를 바탕으로 불확실성을 지속적으로 줄여나가고, 시스템에 대한 이해를 개선함으로써 모형을 수정하고 정교화하는 과정을 반복할 필요가 있다.

**주제어** 생태계서비스, 자연 기여율, 상호작용, 생태계 모형, 에머지

# CONTENTS

자연 기여율 및 모형을 활용한 생태계서비스 평가 개선방안

---

국문요약	i
------	---

---

제1장	서론	
	1. 연구의 필요성 및 목적	1
	2. 연구 내용 및 수행 체계	4

---

제2장	에머지를 이용한 자연 기여율 산정	
	1. 생태계서비스 평가의 자연 기여율 개념	5
	2. 에머지 방법론을 활용한 자연 기여율 산정 방법	7
	3. 자연 기여율 산정	11
	4. 자연 기여율 영향 요인 비교·분석	18

---

<b>제3장</b>	<b>생태계서비스 상호작용 평가 체계</b>	
	1. 생태계서비스 상호작용 개념과 접근 체계	24
	2. 생태계서비스 상호작용 평가 방안	45

---


<b>제4장</b>	<b>결론 및 제언</b>	
	1. 결론	53
	2. 결과 해석과 활용에 관한 제언	54

---

<b>참고문헌</b>		59
<b>부 록</b>	1. <표 2-1>의 각 에머지 산정 항목에 대한 계산식	67

---

<b>Executive Summary</b>		71
--------------------------	--	----



## ■ 표차례

표 2-1	논벼 생산의 에머지 평가표(2020년 기준) .....	11
표 2-2	농산물 생산의 자연 기여율 .....	13
표 2-3	시설재배 농산물 생산의 자연 기여율 .....	14
표 2-4	임산물 생산의 자연 기여율 .....	15
표 2-5	축산물 생산의 자연 기여율(2020년 기준) .....	15
표 2-6	근해어업 1경영체당 어획 생산의 에머지 평가표(2020년 기준) .....	16
표 2-7	일반해면어업 생산(근해어업 기준)의 자연 기여율 .....	17
표 2-8	해수면 양식 수산물 생산의 자연 기여율 .....	17
표 3-1	생태계서비스 상호작용 분석을 위한 통계적 방법 .....	31
표 3-2	생태계서비스 상호작용 분석 및 의사결정을 위한 기존 대표 모형 .....	32
표 3-3	생태계서비스 상호작용 평가 체계의 단계별 수행 업무와 방법 .....	52

## ■ 그림차례

그림 1-1	생태계서비스의 기여 구분	3
그림 2-1	생태-사회경제 시스템의 거시적 에너지 흐름과 EROI 및 NEB의 개념	6
그림 2-2	유립지역 곡물 공급서비스의 자연 기여율 분포	7
그림 2-3	농산물 및 임산물의 자연 기여율 분포(2020년 기준)	20
그림 2-4	식량작물에 대한 자연 및 인적 기여 항목의 기여 비율(2020년 기준)	20
그림 2-5	채소류와 과실류에 대한 자연 및 인적 기여 항목의 기여 비율(2020년 기준)	21
그림 2-6	노지와 시설재배 품목의 자연 및 인적 기여 항목의 기여 비율(2020년 기준)	22
그림 2-7	임산물 품목의 자연 및 인적 기여 항목의 기여 비율(2020년 기준)	23
그림 3-1	생태계서비스 상호작용의 개념	25
그림 3-2	생태계 공급서비스 체계(FESP)의 개념도	27
그림 3-3	생태계서비스 상호작용 유형화	28
그림 3-4	생태계서비스 간의 상관관계 분석 결과	33
그림 3-5	생태계서비스 조합의 군집분석 결과와 지도상 군집 분포	34
그림 3-6	세 이해관계자 집단 간의 상호초 생태계서비스에 대한 우선순위 차이	35
그림 3-7	네트워크 분석으로 나타난 세 이해관계자 집단의 생태계서비스 상호관계	36
그림 3-8	군집분석을 통해 도출한 생태계서비스 조합의 7개 군집과 지역 분포	37
그림 3-9	생태계서비스 공급 수준과 수요자 인식 수준에 따른 군집 분포	38
그림 3-10	포커스 집단 토론, 자료 분석, 전문가 참여를 통한 모형 개발	39
그림 3-11	시나리오 기반의 이해관계자 혜택과 손실 평가 결과	40
그림 3-12	토이 모형 기반 이해관계자 조합에 따른 혜택 예측	41
그림 3-13	풍력에너지와 단일 생태계서비스 간의 트레이드 오프 분석	42
그림 3-14	풍력에너지와 다중 생태계서비스 간의 트레이드 오프 분석	43
그림 3-15	해양공간계획에 따른 가치 증가 분석	44
그림 3-16	생태계서비스 상호작용 평가 체계의 핵심 단계	51

## ■ 약어

ANOVA	Analysis of Variance (분산분석)
ARIES	Artificial Intelligence for Ecosystem Services (생태계서비스를 위한 인공지능)
ARMA	Auto Regressive Moving Average (자기회귀이동평균모형)
CCA	Canonical Correspondence Analysis (정준대응분석)
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services (국제표준생태계서비스 분류체계)
DPSIR	Drivers-Pressure-State-Impact-Response (추진력-압력-상태-영향-반응)
EROI	Energy Return on Investment (투자에너지수익률)
FAMD	Factorial Analysis for Mixed Data (혼합 데이터 요인 분석)
FESP	Framework for Ecosystem Service Provision (생태계공급서비스체계)
GAM	Generalized Additive Model (일반화 가법 모형)
GLM	Generalized Linear Model (일반화 선형 모형)
IAMs	Integrated Assessment Models (통합 평가 모형)
InVEST	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs (생태계서비스와 트레이드 오프 통합 평가)
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (생물다양성 및 생태계서비스에 관한 정부 간 과학-정책 협의체)
LCA	Life Cycle Assessment (전주기평가)
MANOVA	Multivariate Analysis of Variance (다변량분산분석)
MCA	Multiple Correspondences Analysis (다중대응분석)
NEB	Net Energy Balance (순에너지)
PCA	Principle Component Analysis (주성분분석)
RDA	Redundancy Analysis (중복분석)
sej	solar em-joule (태양에너지줄; 에머지의 단위)
SEM	Structural Equation Modeling (구조방정식모형)
UEV	Unit Emery Value (에머지원단위)
UN	United Nations (국제연합)
VAR	Vector Auto Regressive (벡터자기회귀모형)

# 제 1 장 서론

1. 연구의 필요성 및 목적
2. 연구 내용 및 수행 체계

## 1. 연구의 필요성 및 목적

생태계가 사회경제 활동에 미치는 영향은 그간 많은 연구와 정책 논의를 통해 언급되었다. 국제사회에서 유엔은 환경경제통합계정 체계를 통해 경제활동에 직간접적으로 영향을 미치는 요소로서 생태계를 포함한 환경에 관한 통계자료 구축과 활용을 강조하고 있다.<sup>1)</sup> 국내에서는 생태계서비스지불제를 포함하여 생태계보전부담금제, 자연자원총량제 등 생태계 보전과 지속 가능한 이용을 위한 생태계서비스 기반 제도를 추진하고 있다. 이런 경제와 환경문제가 공존하는 정책을 추진하는 데는 다양한 이해관계가 공존한다. 이는 곧 현황을 과학적이고 합리적으로 평가하고 이해할 필요가 있음을 의미한다.

생태계서비스를 과학적이고 합리적으로 평가하는 작업은 해당 분야 연구자와 실무자의 오랜 고민거리이다. 이는 여러 요인에 기인하는데, 먼저 생태계라는 단위는 다양한 생물 및 무생물 요소와 그들의 상호작용으로 변화하기 때문에 현재의 지식수준에서 불확실성이 높은 시스템이다. 정형화된 모형만으로 생태계의 상호작용을 이해하려 하면 생태계 요소들의 상호작용에 따른 창발적인 현상을 포함한 변화 과정을 설명하기 어렵다. 한편, 현대사회의 '가치'에 대한 인식이 화폐경제 개념에 무게중심을 두고 있어 생태계서비스 가치 평가에서 화폐가치로 따질 수 없는 중요한 요소들을 간과하는 경향이 있다. 더불어 생태계서비스는 자연이 제공하는 서비스를 인간의 개입에 의해 활용하는 과정을 포함하므로, 가치 평가 결과에 실제로 자연이 제공하는 서비스 가치와 인간이 투입하는 서비스 가치가 혼재하여 나타나거나 자연 기여의 가치가 무시된다. 따라서 이러한 모호한 요인들을 해결함으로써 과학성과 합리성을 확보하는 방향으로 생태계서비스 평가를 개선할 필요가 있다.

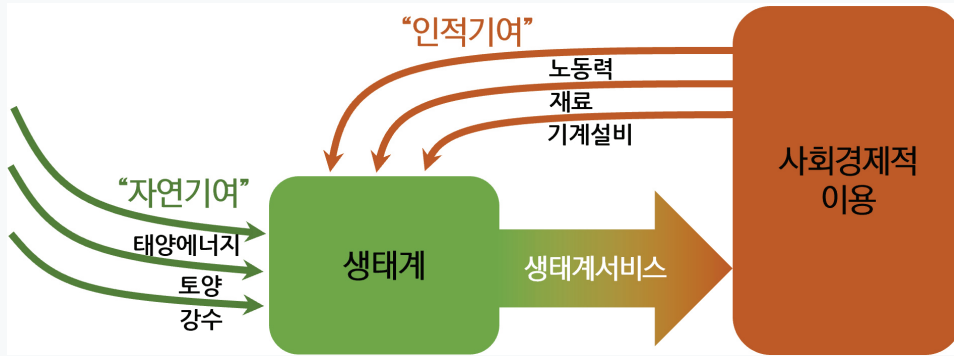
1) UN, "System of Environmental Economic Accounting", 검색일: 2024.5.14.

생태계서비스 가치 평가에서는 주로 경제학적 접근법을 활용한다(안소은 외, 2014, pp.66-68). 대표적으로 시장에서 관찰되는 가격을 이용하는 시장가격법이 있는데, 대부분의 환경서비스가 공공재로 시장에서 거래되지 않아 가격이 존재하지 않는다는 단점이 있다. 수요 기반의 접근법으로는 현시선호법과 진술선호법이 있는데, 두 접근법은 사용한 자료가 개인의 관찰된 행동을 바탕으로 하는지, 가상적 상황에 대한 질문을 바탕으로 하는지에 따라 구분된다. 여행비용법, 헤도닉 가격 방법론, 회피행동법이 현시선호법에 속하고, 조건부가치측정법과 선택실험법은 진술선호법에 포함된다. 비용 기반 접근법으로는 해당 기능이나 서비스를 대체하는 데 소요되는 비용을 추산하는 대체비용법과 복원하는 데 소요되는 비용을 추산하는 복원비용법이 있다. 마지막으로 실제 자료를 통해 연구를 완료한 지역에서 가치추정 결과를 다른 지역에 조정·이전하는 가치이전이 있다.

이러한 경제학적 가치추정 방법에 공통으로 내재하는 사항은 시장 가격이나 수요자 선호 등을 바탕으로 종합적인 가치를 매긴다는 점이다. 생태계서비스는 ‘인간이 생태계로부터 얻는 혜택’으로 정의된다.<sup>2)</sup> 따라서 수요자인 인간 입장에서 ‘혜택’의 여부와 가치를 판단할 수 있다는 점에서 수요자 선호 등을 반영하는 경제학적 가치추정 방법이 나름의 합리성을 지닌다. 그럼에도 불구하고 생태계서비스의 유한성을 고려한다면, 지속가능한 이용과 관리를 위해, 평가로 추정하는 생태계서비스 가치 중 자연이 기여하는 부분과 인간이 기여하는 부분을 구분할 필요가 있다(그림 1-1 참조). 특히 농림축수산물을 포함하는 공급서비스의 경우 생산 방식에 따라 인간이 기여하는 가치에 차이가 있을 것이라는 추정이 직관적으로 가능하다. 노지에서 최대한 자연의 힘을 빌려 생산한 작물과 시설재배로 생산한 작물을 비교한다면, 후자의 경우 재배시설을 포함하여 노동력, 기계설비, 에너지 등 인간이 투입하는 가치의 비율이 높을 것이다.

생태계서비스 가치 중 순수하게 자연이 기여한 비율을 산정하기 위해서는 공급 측면의 분석이 필요하다. 수요자 선호 기반의 가치추정 방법론과 달리 생·물리적 접근 방법론에서는 공급 측면에서 가치를 추정한다. 대표적으로 에머지(emergy) 방법론에서는 특정 재화나 서비스를 생산하는 데 투입한 모든 요소의 합을 가치로 산정한다. 선행연구로 유럽위원회(European Commission)는 에머지 방법론을 활용하여 일부 농산물 생산에 대한 자연과 인간의 기여를 산정했다(Pérez-Soba et al., 2019; Vallecillo et al., 2019). 공급 측면에서 분석하면 농산물 재배방식이나 국가 또는 지역에 따라 투입 에너지가 달라 자연 및 인적 기여의 가치가 다르게 나타난다. 따라서 이를 국내에서 정책적으로 활용하기 위해서는 국내 현황에 맞는 자료와 생산과정을 고려한 생태계서비스의 자연 기여 산정 작업이 필요하다.

2) IPBES, “Ecosystem Service”, 검색일: 2024.5.30.



주: 생태계서비스는 인간이 생태계로부터 얻는 혜택으로 사회경제 활동에 이용된다. 일반적으로 추정하는 생태계서비스 가치는 해당 서비스의 종합적인 가치를 포함하며, 생태계서비스 혜택을 얻는 과정에는 태양에너지, 토양, 강수 등 자연의 기여뿐만 아니라 노동력, 재료, 기계설비 등 인간의 기여가 포함된다. 생태계서비스 가치 중 자연이 순수하게 제공하는 기여 가치를 논하기 위해서는 자연 기여와 인적 기여 비율을 산정해야 한다.

그림 1-1 생태계서비스의 기여 구분

생태계서비스를 활용하는 데 걸림돌이 되는 또 다른 문제는 그것의 상호작용에 있다. 생태계 서비스는 일반적으로 공급, 조절, 지지, 문화 서비스로 구분되는데, 현실에서는 다양한 종류의 서비스가 서로 독립적인 관계가 아니라 상호작용하는 관계이다. 즉, 특정 서비스를 이용하면 그로 인해 다른 서비스가 영향을 받는다. 예를 들어, 작물 생산량을 높이기 위해 비료를 투입하면 수질이 오염되어 물공급서비스에 부정적 영향을 준다. 연안 생태계의 심미적 기능과 생물다양성을 보전하기 위한 정책은 어업에 종사하는 어민의 생계에 부정적 영향을 미친다. 따라서 유한한 생태계서비스를 지속가능하게 이용하기 위해서는 특정 생태계서비스를 둘러싼 상호작용 관계를 이해하고, 부정적 영향을 최소화하는 방향으로 정책을 수립해야 한다.

생태계서비스의 복잡한 상호작용에도 불구하고, 그동안 많은 연구와 정책이 단일 생태계 서비스 평가나 표면적인 상호작용 연구에 집중되었다. 국내에서는 다양한 환경 매체별 원단위 추정 연구를 진행하여 정책적으로 참고할 수 있는 원단위 가치 평가 결과를 도출했다(안소은 외, 2023 등 참고). 국외의 문헌분석에 따르면 새천년생태계평가를 수행한 2005년부터 2017년까지 생태계서비스 상호작용 연구 중 구체적 메커니즘을 분석한 사례는 약 19%에 그쳤다(Dade et al., 2019). 현재까지 수행한 연구와 정책적 노력의 결과를 활용하기 위해서는 생태계서비스의 상호작용 메커니즘을 분석 및 이해하고 포괄적 관점에서 의사결정 할 수 있는 틀이 필요하다. 개별 생태계서비스의 상호작용을 과학적으로 이해하려는 노력도 중요하지만, 장기적이고 정책적인 접근을 위해서는 상호작용을 분석하고 모형으로 단순화하여 이해하는 방식과 이해관계자 참여 등을 포함한 과정 전반에 대한 지침이 필요하기 때문이다.

생태계서비스의 정책적 활용과 관련한 이러한 문제의식을 바탕으로 본 연구는 생태계서비스 평가의 두 가지 측면에 대한 개선방안 마련을 목적으로 수행되었다. 첫 번째는 생태계서비스

가치 평가에서 순수하게 자연이 기여한 영역을 의미하는 자연 기여율을 산정하는 방안을 마련하고, 시범 산정을 통해 일부 공급서비스의 자연 기여율을 산정하는 것이다. 두 번째는 특정 생태계서비스 이용에 따른 여타의 생태계서비스 상호작용을 종합적으로 분석할 수 있는 모형 기반의 평가 체계를 마련하는 것이다.

## 2. 연구 내용 및 수행 체계

본 연구는 크게 생태계서비스에 대한 자연 기여율 연구와 상호작용 평가 체계 연구로 구성된다. 자연 기여율 연구에서는 에머지 방법론을 활용하여 생태계서비스 중 공급서비스에 해당하는 농산물, 임산물, 축산물, 수산물 일부 품목의 자연 기여율 산정 방법을 구상하고 시범 산정했다(제2장). 이전 관련 연구와 비교·분석했을 뿐만 아니라 본 연구에서 산정한 품목들의 자연 기여율에서 나타나는 특성과 자연 기여율의 차이를 나타내는 요인 등을 분석했다. 또한 본 연구를 통해 드러난 자연 기여율 산정의 한계나 향후 연구 방향도 제시했다. 상호작용 평가 체계 연구에서는 상호작용 평가를 위한 핵심 과정을 단계로 나누어 제시했다(제3장). 문헌 연구를 통해 생태계서비스 상호작용 관련 개념을 파악하고 상호작용을 유형화하는 방안을 검토했다. 또한 상호작용을 분석하는 데 필요한 기존 통계적 방법이나 모형의 특징을 검토했다. 정책 의사결정을 위한 기초자료를 제공하는 실질적 연구 사례를 검토하여 평가 체계에 필요한 요소들을 분석했다. 이러한 생태계서비스 상호작용에 관한 개념과 유형화, 방법론, 실질적 연구 사례를 종합하여 평가 체계를 구상했다. 제4장에서는 생태계서비스 자연 기여율 및 상호작용 평가 체계에 대한 결론과 함께 활용에 대해 제언했다.

# 제 2 장

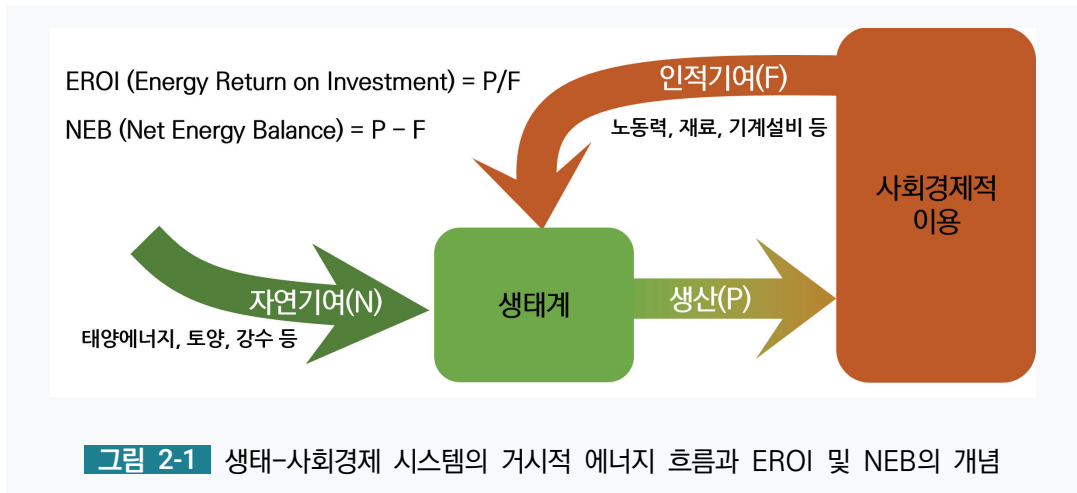
## 에머지를 이용한 자연 기여율 산정

1. 생태계서비스 평가의 자연 기여율 개념
2. 에머지 방법론을 활용한 자연 기여율 산정 방법
3. 자연 기여율 산정
4. 자연 기여율 영향 요인 비교·분석

### 1. 생태계서비스 평가의 자연 기여율 개념

생태계서비스는 ‘인간이 생태계로부터 얻는 혜택’으로 정의된다. 실제로 인간이 획득하는 대부분의 생태계서비스는 생태계로부터 순수하게 얻는 혜택으로 보기 어렵다. 예를 들어, 농산물이나 수산물 등의 공급서비스는 작가는 수확과 공급 과정에 연료나 인간의 노동력이 들어가고 크제는 작물이나 어류를 기르는 데 비료, 기계, 시설, 노동력 등이 소요된다. 공급 서비스를 제외한 조절서비스나 문화서비스의 경우에도 인간이 순수하게 자연이 제공하는 서비스를 획득하는 경우는 드물며, 많은 경우 인간의 관리행위를 포함한다. 따라서 생태계 서비스 가치를 추정할 때 원래의 정의를 따르자면, 서비스의 총가치에서 인간이 투입한 가치를 제외함으로써 생태계가 제공하는 순수한 혜택을 산정할 수 있다. 인간에게 제공되는 생태계 서비스의 총가치 중 순수하게 자연이 제공하는 가치의 비율을 ‘자연 기여율’로 정의한다.

이러한 생태계서비스 자연 기여율 개념에 대한 논의는 이전부터 있었지만, 최근 유럽위원회에서 정책보고서를 통해 정량적인 연구를 본격적으로 추진했다. Pérez-Soba 등은 2015년 유럽위원회 기술보고서를 통해 농산물 공급서비스와 관련한 인간 개입 정도를 에너지 흐름 관점에서 연구했다(Pérez-Soba et al., 2015). 이 연구에서는 농업 생태계서비스를 둘러싼 인간 투입 요소와 결과물로 공급되는 생태계서비스 요소를 에너지 단위로 정량화했다. 연구에서 활용한 지표는 투자에너지수익률(EROI: Energy Return on Investment)과 순에너지(NEB: Net Energy Balance)였는데, 자연 기여율에 대한 개념은 내포하지만 실제로 자연이 기여한 사항은 정량화하지 않고 인간이 투입한 에너지와 생산물의 에너지 흐름을 정량화했다(그림 2-1 참조).

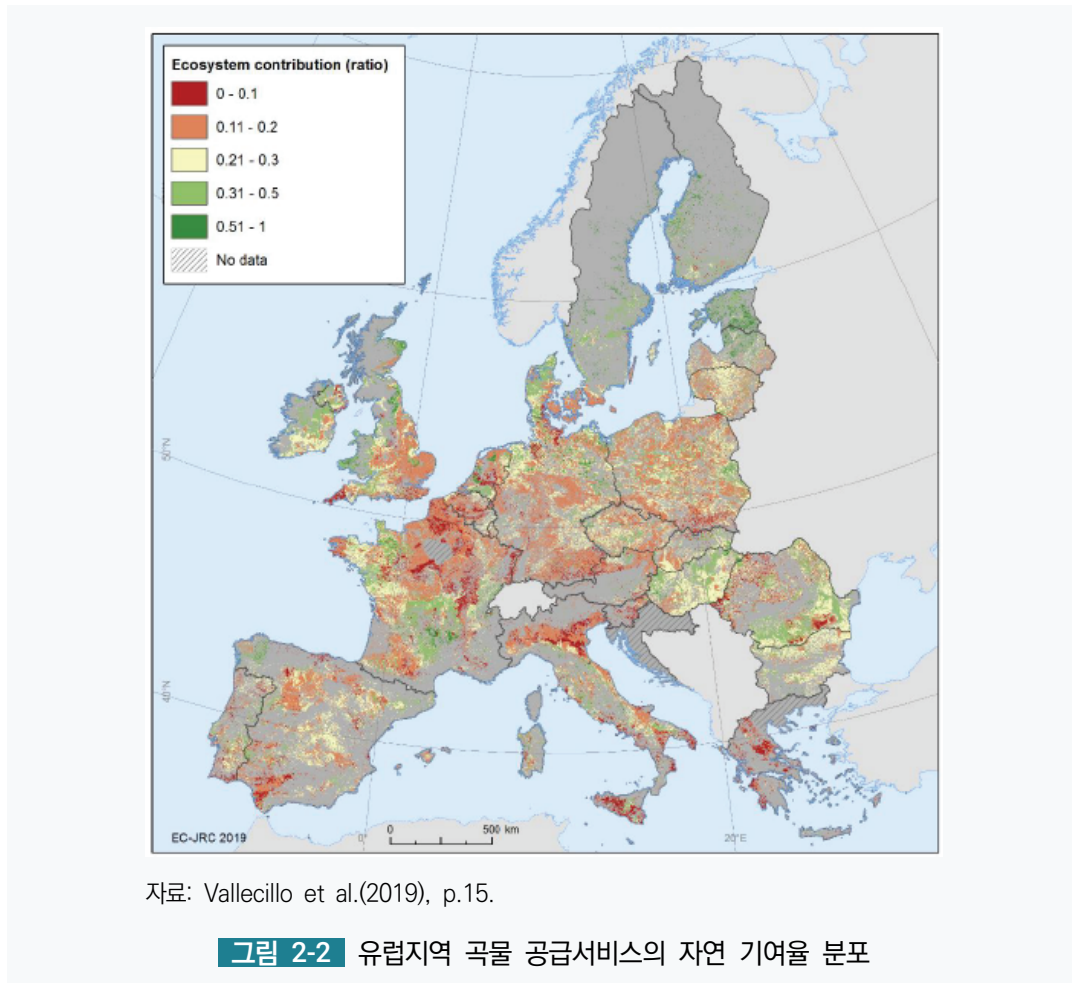


Pérez-Soba 등의 2015년 연구가 자연 기여율에 관한 기본적인 개념을 내포했음에도 불구하고 보인 한계점은 두 가지이다. 먼저, 비록 EROI와 NEB 산정을 위해 포함하는 요소들의 에너지를 공통의 줄(Joule) 단위로 적용했음에도 불구하고 서로 다른 요소 간 에너지의 질적 차이는 적용하지 못했다. 예를 들자면, 태양에너지 1J과 전기에너지 1J이 할 수 있는 일은 다르다(Odum, 1996, pp.15-34). 에너지 전환 효율 측면에서 태양에너지와 전기에너지는 동일한 1J이라도 질적으로 할 수 있는 일에는 큰 차이가 있다. 따라서 에너지의 질적 차이를 고려한다면 EROI나 NEB 산정에 이용하는 각 요소의 에너지량도 질적 차이를 고려하여 적용해야 한다. 다음으로, EROI와 NEB는 투자 관점에서 에너지 획득의 효율성을 의미하며 자연 기여율 산정의 완전한 취지는 반영하지 못한다는 한계를 지닌다. 자연 기여율은 특정 생태계서비스를 공급하기 위해 투입하는 자연 기여의 비율을 의미한다. 따라서 자연 기여율은 식(2-1)과 같이 자연이 투입한 가치와 인간이 투입한 가치를 산정하여 전체 중 자연이 투입한 가치의 비율을 산정한 결과이다(Vallecillo et al., 2019, p.15).

$$\text{자연 기여율} = \frac{\text{자연 투입량}}{\text{자연 투입량} + \text{인간 투입량}} \quad \text{식(2-1)}$$

유럽위원회 기술보고서로 출간된 Pérez-Soba 등의 2019년 연구에서는 일부 농산물에 대한 자연 기여 비율을 본격적으로 산정했다(Pérez-Soba et al., 2019). 이 연구에서는 자연과 인간의 투입량을 동일한 기준에서 비교하기 위해 에머지 방법론을 활용했다. 에머지는 '특정 재화나 용역을 생산하기 위해 직간접적으로 투입한 한 종류의 가용 에너지'를 의미하며, 일반적으로 모든 재화나 용역의 근원 에너지라 할 수 있는 태양에너지를 기준으로 산정한다(Odum, 1996, pp.7-8). 단위는 sej(태양에너지줄: solar em-joule)를 사용하며, 특정 재화나 용역을 생산하는 데 투입한 태양에너지량을 의미한다. 에머지 방법론을 활용해 <그림 2-1>과 같이 자연기여(N)와 인적기여(F)를 산정하고 식(2-1)에 따라 자연 기여율을 산정한다.

관련 연구에서는 13가지 곡물에 대해 유럽 국가들의 자연 기여율을 맵핑한 결과를 제시했다 (그림 2-2; Pérez-Soba et al., 2019 참조).



## 2. 에머지 방법론을 활용한 자연 기여율 산정 방법

자연 기여율의 정의에 따라 자연 투입량과 인간 투입량을 에머지로 산정함으로써 자연 기여율 값을 계산할 수 있다. 에머지는 특정 재화나 용역을 만드는 데 직간접적으로 투입한 한 종류의 가용 에너지이므로, 생태계서비스를 생산하는 데 직간접적으로 투입한 자연 요소와 인적 요소 항목을 정의하고 각 항목의 에머지를 산정한다. 이때 한 종류의 가용 에너지로는 일반적으로 태양에너지를 사용한다.

농산물의 경우 자연 기여 요소로 태양에너지, 바람, 지열, 물, 토양 등을 포함하며, 인적 기여 요소로는 연료, 비료, 기계, 시설, 노동력 등을 포함한다. 생산에 기여한 항목을 모두 정의한 후 각 항목의 흐름에 대한 자료를 바탕으로 에머지를 산정한다. 기여 요소 중 특정 항목, 예를 들어 비료의 에머지량은 해당 비료를 만드는 데 직간접적으로 투입한 요소들의

에머지 합을 태양에너지 단위(sej)로 환산한 것이다. 그러나 에머지 방법론에서는 특정 재화나 서비스에 대한 에머지를 계산할 때 투입한 요소들의 에머지를 매번 산정하는 것이 아니라, 해당 항목 1 단위를 만드는 데 소요된 에머지를 의미하는 에머지원단위(UEV: Unit Emergy Value)를 활용한다. 즉, 식(2-2)와 같이 특정 항목 A의 에머지는 A 흐름의 양과 그것의 에머지원단위를 곱하여 계산할 수 있다. 흐름의 양은 에너지 단위인 J, 무게 단위인 g, 또는 화폐단위 등으로 나타낼 수 있고, UEV 단위도 그에 따라 결정된다.

$$Emergy_A(sej) = Flow_A(J, g, \$) \times UEV_A(sej/J, sej/g, sej/\$) \quad \text{식(2-2)}$$

에머지 평가 과정에서 한 가지 주의할 점은 중복 산정 이슈이다(Odum, 1996, p.81). 특히 자연 기여 요소의 경우 일부 전 지구적 순환에 따라 발생하는 요소들을 포함하는데, 예를 들어 태양에너지, 바람, 강수 등은 독립적인 요소가 아니라 서로 연관된 요소들이다. 즉, 바람이나 강수도 태양에너지의 작용에 따라 발생하고 궁극적으로 이러한 기상현상이 태양에너지, 지열, 조석에 의한 전 지구적 작용의 결과로 나타난다고 할 수 있다. 에머지 관점에서 인과관계로 연결된 요소들의 에머지를 모두 더하는 것은 중복 산정이므로 일반적으로 이들 중 가장 큰 값만 최종 에머지값으로 포함한다.

본 연구에서는 에머지 방법론을 이용하여 우리나라 농림축수산물 생산의 자연 기여율을 계산했다. 농산물, 임산물, 축산물, 수산물 생산의 자연 기여율은 앞서 언급한 자연 기여율의 정의와 같이 각 품목의 생산에 필요한 총에머지량(자연환경 공급 에머지량 + 인위적 투입 에머지량)에서 자연환경이 공급한 에머지량이 차지하는 비율로 계산했다. 농산물, 임산물, 축산물의 경우 재생가능요소(태양, 바람, 강수 등)와 재생불가능요소(토양 손실: 유기물, 광물)가 공급한 에머지량을 더해 자연환경 공급 에머지량을 구했다. 수산물 생산의 경우 해양생태계 내부의 재생불가능요소 투입이 없기 때문에 재생가능요소의 에머지량을 자연환경 공급 에머지량으로 정의했다. 연구 시점의 자료 가용성을 고려하여 평가 대상 연도는 2020년을 기준으로 정했다.

## 가. 농산물

자연 기여율 산정 대상 농산물로 미곡 1종(논벼), 맥류 3종(겉보리, 쌀보리, 밀), 서류 2종(고구마, 감자), 잡곡 1종(옥수수), 두류 1종(콩), 채소류 12종(수박, 배추, 시금치, 양배추, 무, 당근, 마늘, 대파, 생강, 양파, 쪽파, 건고추), 과일류 8종(사과, 배, 복숭아, 단감, 감귤, 포도, 참다래, 블루베리), 특용작물 1종(참깨)을 선정했다. 기존 자연 기여율 산정연구와 동일한 방법을 적용해 2020년 기준 농산물 생산의 에머지 평가를 수행하고 자연 기여율을 계산했다(안소은 외, 2023, pp.185-186). 또한 본 연구에서는 농산물 재배방식, 즉 노지재배와 시설

재배에 따른 자연 기여율 차이를 분석하기 위해 시설재배로 생산하는 일부 농산물(수박, 가지, 딸기, 부추, 시금치 등의 채소류 및 감귤, 포도 등의 과실류)의 자연 기여율도 추가로 산정했다.

농촌진흥청 농산물소득조사, 통계청 농산물생산비 통계의 기준 면적인 10a(1,000m<sup>2</sup>)를 평가 면적으로 채택했다. 자연 에머지 유입량은 재생가능에너지(태양, 바람, 지열, 강수(증발산), 용수)와 재생불가능자원(토양침식으로 손실된 유기물과 광물)을 대상으로 계산했으며, 인위적 투입 에머지량(외부 구입 에머지)은 농작물을 재배하는 데 필요한 에너지 및 물질 자체의 에머지와 노동력(직접 및 간접 노동) 에머지로 구분해 평가했다.

농산물 생산에 이용하는 종자의 경우 통계상 투입 경로가 명확하지 않아 본 연구에서는 서비스 비용(종자 구입비) 외에 종자 자체의 에머지는 포함하지 않았다. 대상 농업 시스템에서 생산한 뒤 다시 농산물 생산에 투입하는 종자는 에머지 방법론상 이미 투입한 에머지로 평가에 포함하지 않는다. 그러나 외국에서 수입했거나 다른 농업시스템에서 유입한 종자는 에머지 산정에 포함한다. 이러한 유입 경로에 대한 통계 정보가 없기 때문에 본 연구에서는 종자 자체의 에머지를 평가 항목에서 제외했다.

## 나. 임산물

2020년을 기준으로 밤, 뽕은 감, 더덕, 목탄을 대상으로 임산물 생산의 자연 기여율 평가를 수행했다. 기존 연구와 마찬가지로 밤, 뽕은 감, 더덕의 평가 면적은 임산물생산비통계의 기준 면적인 1ha로 설정했다(안소은 외, 2023, pp.185-186). 목탄의 자연 기여율도 이전 연구를 따라 목탄 생산 투입 원목량(m<sup>3</sup>/년)과 생산비(원/년)를 이용해 계산했다.

밤, 뽕은 감, 더덕의 경우 재생가능요소(강수)의 에머지량과 재생불가능요소(토양침식)의 에머지량을 더해 임산물 생산에 투입하는 자연 요소의 에머지량을 계산했다. 목탄 생산에 필요한 자연 에머지 유입량은 원목 투입량과 원목의 에머지원단위를 이용해 계산했다. 밤, 뽕은 감, 더덕, 목탄 생산에 필요한 인위적 투입 에머지량도 기존 연구의 평가 방법 및 절차와 동일하게 산정했다(안소은 외, 2023, pp.185-186).

## 다. 축산물

축산물 생산의 자연 기여율은 육우, 우유, 달걀을 대상으로 평가했다. 자연 기여율 산정을 위한 에머지 평가 자료로는 2020년 기준 육우, 우유, 달걀의 생산비 통계와 축산환경조사 결과를 이용했다(통계청, 2021; 농림축산식품부, 2024). 축산물 생산에 필요한 자연 에머지량은 재생가능요소(강수)와 재생불가능요소(사료포의 토양 손실)의 에머지량을 더해 구했다.

인위적 투입 요소 항목 중 전기 소비량 이외에는 축산물 생산에 투입하는 재료, 장비, 시설에 관한 구체적인 투입 물량 자료가 없어 주요 항목의 생산비 자료를 토대로 인위적 에머지 투입량을 계산했다.

## 라. 수산물

일반해면어업(어선어업) 어획물을 대상으로 2016~2020년에 생산된 수산물의 자연 기여율을 평가했다. 수산물 품종별 자연 기여율 평가에 활용할 수 있는 세부 자료가 없어, 근해어업 평균 어획량과 어업비용을 활용해 일반해면어업 어획물의 평균 자연 기여율을 계산했다(수산업협동조합중앙회, 2017~2021).

일반해면어업을 통해 어획한 수산물에 내재한 자연 에머지량을 자연 기여율 평가에 필요한 자연 에머지 유입량으로 활용했다. 어획물에 내재한 자연 에머지량은 일반해면어업 어획대상 수산자원이 성장하는 데 기여한 자연환경 에너지(태양, 바람, 비, 파도, 조석 등)의 에머지량을 의미한다. 어획물 성장에 기여한 자연 에머지량을 계산하기 위해 해역 일차생산성, 영양단계 전달효율, 일반해면어업 어획물의 평균 영양단계 자료를 토대로 일반해면어업 대상 수산자원의 평균 에머지원단위를 계산했다.

일반해면어업 대상 수산자원의 에머지원단위 계산식은 식(2-3)과 같다.

$$UEV(sej/g) = \frac{\text{단위면적당 자연 에머지 유입 총량}(sej/m^2/yr)}{\text{단위면적당 이차생산성}(g/m^2/yr)} \quad \text{식(2-3)}$$

단위면적당 자연 에머지 유입 총량은 2018년 기준 우리나라 해양생태계 유입 에머지 총량과 배타적경제수역 면적을 이용해 계산했다(강대석, 2021, p.123). 일반해면어업 대상 수산자원의 단위면적당 이차생산성은 우리나라 해역의 평균 일차생산성과 영양단계 전달효율(10% 가정), 수산자원의 평균 영양단계(3.24)를 이용해 구했다(Yoo et al., 2019, p.11; 이종희 외, 2023, p.321).

일반해면어업 생산에 인위적으로 투입하는 에머지는 연료, 어선, 서비스(간접노동), 노동력을 대상으로 평가했다. 일반해면어업 생산에 투입하는 물량에 대한 세부 자료를 확보할 수 없어 일반해면어업 중 근해어업의 경영조사 자료를 연료, 어선, 서비스, 노동력의 네 가지 항목으로 구분해 평가했다(수산업협동조합중앙회, 2017~2021). 근해어업 1경영체당 어업비용을 이용해 에머지 평가표를 작성했다.

### 3. 자연 기여율 산정

#### 가. 농산물 생산의 자연 기여율

연구 대상으로 선정한 각 농산물 품목에 대해 에머지 방법론을 활용하여 자연환경 공급 에머지 (재생가능요소 및 재생불가능요소)와 인위적 투입 에머지를 산정했다(표 2-1 논벼 예시 참조).

**표 2-1** 논벼 생산의 에머지 평가표(2020년 기준)

번호	항목	흐름의 양	UEV	UEV 출처	에머지량 (sej/yr)
<b>자연 에머지 유입량(재생가능요소)</b>					
1	태양에너지	4.26E+12 J/yr	1 sej/J	a	4.26E+12
2	바람	2.48E+09 J/yr	2450 sej/J	a	6.08E+12
3	지열	1.80E+08 J/yr	1.20E+04 sej/J	a	2.16E+12
4	증발산	3.46E+09 J/yr	3.05E+04 sej/J	a	1.06E+14
5	용수	2.97E+09 J/yr	8.14E+04 sej/J	a	2.42E+14
소계	증발산(최대)+용수				3.47E+14
<b>자연 에머지 유입량(재생불가능요소)</b>					
6	표토유실(유기물)	5.49E+07 J/yr	1.23E+04 sej/J	b	6.76E+11
7	표토유실(광물)	9.76E+04 g/yr	1.69E+09 sej/g	c	1.65E+14
소계	표토유실				1.66E+14
<b>자연 에머지 유입량 총계</b>					<b>5.13E+14</b>
<b>인위적 투입 에머지량</b>					
8	연료	3.01E+08 J/yr	1.89E+05 sej/J	d	5.69E+13
9	전기	4.48E+07 J/yr	2.14E+05 sej/J	e	9.58E+12
10	유기 비료	2.18E+05 g/yr	2.13E+08 sej/g	f	4.65E+13
11	규산질 비료	1.47E+04 g/yr	1.11E+10 sej/g	g	1.63E+14
12	석회	1.26E+03 g/yr	9.50E+09 sej/g	c	1.20E+13
13	화학 비료	2.31E+04 g/yr	다양함 sej/g	h, i	2.68E+14
14	농약	2.20E+02 g/yr	2.48E+10 sej/g	j	5.46E+12
15	기계류	2.46E+04 ₩/yr	2.94E+09 sej/₩	k	7.23E+13
16	시설	2.62E+03 ₩/yr	2.94E+09 sej/₩	l	7.70E+12
17	서비스	2.60E+05 ₩/yr	2.94E+09 sej/₩	l	7.63E+14
18	노동력	4.31E+06 J/yr	2.88E+07 sej/J	l	1.24E+14
<b>인위적 투입 에머지량 총계</b>					<b>1.53E+15</b>

주: 각 항목의 계산식은 부록 참고.

자료: UEV 출처 a) Odum, Brown, and Brandt-Williams(2000), b) Campbell and Brown(2012), c) Odum(2000), d) Brown, Protano, and Ulgiati(2011), e) 전기 생산 에너지 믹스별 UEV의 생산량 가중 평균, f) Bastianoni et al.(2001), g) Buranakarn(1998), h) Brandt-Williams(2002), i) Odum (1996), j) Brown and Arding(1991), k) Cohen, Sweeney, and Brown(2007), l) Kang(2024).

각 품목의 2020년 기준 에머지 평가 결과를 바탕으로 자연 기여율 값을 계산했다(표 2-2 참조). 논벼 생산의 2020년 기준 자연 기여율은 25.1%로, 2016~2019년 평균 자연 기여율인 28.1%보다 낮았다. 2016~2020년 평균 자연 기여율은 27.5%였다. 논벼 이외 식량작물의 2020년 기준 자연 기여율은 56.8%(고구마)~85.9%(밀)의 범위를 보였으며, 평균 64.6%였다(곡물별 생산액 가중 평균). 종류별로는 맥류와 두류의 자연 기여율이 80% 이상으로 높았다. 논벼를 제외한 식량작물의 2016~2020년 평균 자연 기여율은 53.7%(고구마)~83.9%(밀) 범위였다. 논벼를 포함한 식량작물 전체의 평균 자연 기여율은 2020년 기준 32.6%로 나타났다(곡물별 생산액 가중 평균).

채소류의 2020년 기준 자연 기여율은 33.6%(생강)~61.3%(무)의 범위로 나타났다. 일반적으로 엽채류와 근채류의 자연 기여율(50.6~61.3%)이 과채류나 조미채소(33.6~54.4%)보다 높았다. 2016~2020년 평균 자연 기여율은 36.5%(마늘)~57.6%(무)의 범위로 나타났다. 시설재배로 생산한 채소의 자연 기여율은 노지채소의 자연 기여율보다 훨씬 낮았다(표 2-3 참조). 2020년 기준 시설채소의 자연 기여율은 시금치 2.4%를 제외하고 2% 미만으로 나타났다. 본 연구에서 산정한 노지재배와 시설재배 채소류 전체의 2020년 기준 자연 기여율 평균은 24.1%로 나타났다(채소별 생산액 가중 평균).

2020년 기준 과실류의 자연 기여율 범위는 11.1%(블루베리)~27.4%(노지감귤)로 나타났다. 2016~2020년 과실류의 자연 기여율은 11.5%(블루베리)~27.6%(노지감귤)의 범위로 나타났다. 시설재배로 생산한 과실류의 자연 기여율은 포도의 경우 2020년 기준 0.7%였으며, 감귤의 경우 평가가 가능한 2016년 기준으로 0.2%였다. 본 연구에서 산정한 노지재배와 시설재배 과실류 전체의 2020년 기준 자연 기여율 평균은 2016년 시설재배 감귤의 자연 기여율 0.2%를 2020년에 동일하게 적용할 경우, 감귤과 포도의 시설재배 비율에 따라 10.7~19.4% 범위의 값을 갖는 것으로 나타났다(과실별 생산액 가중 평균).

특용작물인 참깨의 2020년 기준 자연 기여율은 70.7%였고, 2016~2020년 평균 자연 기여율은 68.1%로 나타났다.

전반적으로 맥류, 서류, 잡곡 등의 식량작물이나 채소류, 특용작물의 자연 기여율이 50%를 넘는 경향을 보였으며, 미곡이나 과실류는 10~30%, 시설재배 품목은 1% 내외의 낮은 자연 기여율을 나타내는 등 농산물 분류와 재배방식에 따른 자연 기여율 차이가 드러났다.

표 2-2 농산물 생산의 자연 기여율

(단위: %)

구분	품목	2016년	2017년	2018년	2019년	2020년	평균
미곡	논벼	29.2	27.0	26.2	29.8	25.1	27.5
맥류	겉보리	83.2	81.0	80.0	81.3	84.7	82.0
	쌀보리	84.2	81.2	83.9	82.4	83.4	83.0
	밀	-	-	82.6	83.1	85.9	83.9
서류	고구마	42.6	57.5	56.2	55.2	56.8	53.7
	감자(봄)	58.6	56.7	57.5	59.0	61.2	58.6
	감자(가을)	57.6	57.3	59.1	57.3	58.2	57.9
잡곡	팥옥수수	68.3	65.8	64.4	65.3	63.8	65.5
두류	콩	84.6	83.9	82.0	83.0	83.0	83.3
과채류	수박(노지)	53.4	51.4	48.6	53.2	50.1	51.3
엽채류	배추(노지)	55.8	53.9	57.1	55.2	57.4	55.9
	시금치(노지)	45.1	55.3	57.2	51.6	55.6	53.0
	양배추(노지)	57.3	55.2	58.8	54.7	57.6	56.7
	무(노지)	59.4	56.6	53.9	56.8	61.3	57.6
근채류	당근(노지)	53.6	50.5	47.8	49.5	50.6	50.4
	마늘(노지, 구마늘)	29.8	31.4	40.0	40.7	40.5	36.5
조미 채소	대파(노지)	49.6	51.8	53.4	54.8	54.4	52.8
	생강(노지)	45.3	41.6	36.5	37.5	33.6	38.9
	양파(노지, 조생)	48.5	49.7	47.7	48.9	50.1	49.0
	쪽파(노지)	46.5	45.2	45.8	45.5	44.4	45.5
	건고추	51.6	51.4	49.9	52.0	50.9	51.2
	사과	15.6	16.5	16.4	16.7	15.2	16.1
과실류	배	14.4	14.1	15.5	14.7	16.7	15.1
	복숭아	19.3	18.7	19.7	19.0	19.3	19.2
	단감	25.5	24.2	23.6	25.6	24.8	24.7
	감귤(노지)	28.1	26.6	30.0	25.9	27.4	27.6
	포도(노지)	15.7	15.6	15.9	15.3	14.3	15.4
	참다래	16.5	17.3	16.6	17.0	16.3	16.7
	블루베리	-	-	11.9	11.6	11.1	11.5
	특용	참깨	68.2	66.4	68.3	66.9	70.7

주: 2020년 자연 기여율은 본 연구의 결과이며, 2016~2019년 자연 기여율은 안소는 외(2023)의 자료임.  
표에서 값이 없는 연도는 에머지 산정에 필요한 자료가 없는 경우임.

〈표 2-2〉에 제시된 노지 농산물의 경우 인위적 기여도 상당 부분을 차지하지만 재배방식에서 자연의 에너지를 충분히 활용하는 방식을 포함하고 있다. 최근 농업에서는 일부 농산물, 즉 채소류나 과실류의 경우 품질이나 계절적 요인 등을 고려하여 시설재배의 의존도가 높아지고 있다. 따라서 본 연구에서는 노지재배뿐만 아니라 시설재배로 생산하는 일부 채소류와 과실류의 자연 기여율을 산정해 보았다. 대체로 15~60%의 자연 기여율을 나타냈던 노지재배 채소류 및 과실류와 다르게, 〈표 2-3〉에서 보듯이 본 연구에서 평가한 시설재배 농산물 품목에서 자연 기여율이 작게는 0.1%인 경우를 포함하여 3%를 밑도는 결과를 보였다. 특히 2020년 기준 수박, 시금치, 포도의 자연 기여율로 노지재배와 시설재배 결과를 비교해 보면 그 차이가 명확히 드러난다. 2020년 기준 노지재배와 시설재배의 자연 기여율은 수박의 경우 각각 50.1%와 1.7%, 시금치는 55.6%와 2.4%, 포도는 14.3%와 0.7%로 큰 차이를 보였다.

**표 2-3** 시설재배 농산물 생산의 자연 기여율

(단위: %)

구분	품목	2016년	2017년	2018년	2019년	2020년	평균
과채류	수박(시설, 반촉성)	2.3	1.9	2.3	2.3	1.7	2.1
	가지(시설)	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2
	딸기(시설, 촉성)	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4
	방울토마토(시설)	0.4	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3
	오이(시설, 반촉성)	0.6	0.7	0.7	0.7	0.5	0.6
	참외(시설)	0.4	1.2	1.3	1.3	1.1	1.1
	토마토(시설, 반촉성)	0.4	0.4	0.4	0.5	0.3	0.4
	파프리카(시설)	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1
	호박(시설)	0.7	0.5	0.8	0.7	0.5	0.6
엽채류	부추(시설)	1.2	1.1	1.2	1.2	1.1	1.2
	시금치(시설)	3.5	2.4	3.1	2.6	2.4	2.8
	상추(시설)	1.4	1.2	1.1	1.3	1.0	1.2
조미채소	풋고추(시설)	0.5	0.6	0.4	0.4	0.4	0.5
과실류	감귤(시설)	0.2	-	-	-	-	0.2
	포도(시설)	0.9	1.0	1.1	1.0	0.7	0.9

주: 표에서 값이 없는 연도는 에머지 산정에 필요한 자료가 없는 경우임.

## 나. 임산물 생산의 자연 기여율

밤, 뽕은 감, 더덕 중 2020년 기준 자연 기여율이 가장 높은 품목은 밤(72.1%)이었다(표 2-4 참조). 뽕은 감과 더덕의 2020년 기준 자연 기여율은 각각 33.5%와 38.4%로 나타났다. 각 품목의 2020년 기준 자연 기여율은 2016~2019년 평균 자연 기여율과 비슷했다. 2016~2020년 평균 자연 기여율은 32.4%(뽕은 감)~70.0%(밤)의 범위로 나타났다. 목탄의 2020년 자연 기여율은 64.9%였으며, 2016~2020년 평균 자연 기여율은 62.8%였다.

**표 2-4** 임산물 생산의 자연 기여율

(단위: %)

구분	품목	2016년	2017년	2018년	2019년	2020년	평균
임산물	밤	69.0	68.4	69.7	70.6	72.1	70.0
	뽕은 감	31.8	31.1	33.1	32.6	33.5	32.4
	더덕	36.5	35.7	36.9	37.2	38.4	36.9
목재연료	목탄	60.7	61.6	65.1	61.6	64.9	62.8

주: 더덕은 2년 1기작 기준. 2020년 자연 기여율은 본 연구의 결과이며, 2016~2019년 자연 기여율은 안소는 외(2023)의 자료임.

## 다. 축산물 생산의 자연 기여율

축산물 생산의 자연 기여율은 육우, 우유, 달걀 품목 간에 유사하게 나타났다(표 2-5 참조). 2020년 기준 육우와 우유 생산의 자연 기여율은 28%였으며, 달걀 생산의 자연 기여율은 25%였다. 세 품목의 자연 기여율 평균은 26.8%였다(품목별 생산액 가중 평균).

**표 2-5** 축산물 생산의 자연 기여율(2020년 기준)

(단위: %)

품목	육우	우유	달걀	평균
자연 기여율	28	28	25	27

## 라. 수산물 생산의 자연 기여율

일반해면어업 어획물의 자연 기여율을 산정하기 위한 2020년 기준 에머지 평가 결과는 <표 2-6>과 같다. 어획한 수산물에 내재한 자연 에머지 유입량은 6.75E18sej/yr이었으며, 제한적인 자료를 토대로 계산한 인위적 에머지 투입량은 4.52E18sej/yr이었다. 근해어업 1경영체당 수산물 어획에 투입하는 에머지 총량은 자연 에머지량과 인위적 투입 에머지량을 더한 1.13E19sej/yr이었다.

**표 2-6** 근해어업 1경영체당 어획 생산의 에머지 평가표(2020년 기준)

번호	항목	흐름의 양	UEV	UEV 출처	에머지량 (sej/yr)
<b>자연 에머지 유입량</b>					
1	수산물	2.37E+08 g/yr	2.85E+10 sej/g	a	6.75E+18
<b>자연 에머지 유입량 총계</b>					<b>6.75E+18</b>
<b>인위적 투입 에머지량</b>					
2	연료	1.05E+13 J/yr	1.89E+05 sej/J	b	1.98E+18
3	어선	2.02E+06 g/yr	2.22E+10 sej/g	c	4.49E+16
4	서비스	4.59E+08 ₩/yr	2.94E+09 sej/₩	d	1.35E+18
5	노동	3.89E+08 ₩/yr	2.94E+09 sej/₩	d	1.14E+18
<b>인위적 투입 에머지량 총계</b>					<b>4.52E+18</b>

주: 이 평가에 이용한 원자료는 근해어업 1경영체당 가중 평균값(수산업협동조합중앙회, 2021)이며, 수산물 자료는 습중량 기준임. 모든 UEV(에머지원단위)는 지구생태계의 연간 에머지 유입량이 15.83E24sej/yr인 조건을 기준으로 계산한 값이거나 이 기준에 맞게 환산한 값임. 수산물의 UEV는 우리나라 해역에 있는 자연 상태의 일반해면어업 대상 수산자원에 대한 값으로, 어업활동을 통해 인위적인 에머지를 투입하기 전 상태를 나타냄.

자료: UEV 출처 a) 본 연구, b) Brown, Protano, and Ulgiati(2011), c) Brown and Arding(1991), d) Kang(2024).

에머지 평가를 통해 계산한 2016~2020년 기간 근해어업 어획물의 자연 기여율은 2016년 57%에서 2018년 63%의 범위를 보였으며, 평균 60%로 나타났다(표 2-7 참조). 이는 이전 연구에서 산정한 해수면 양식 수산물 생산의 자연 기여율과 비교하면 최소 2배 이상 높은 값이다(표 2-8 참조). 해수면 양식 수산물 생산의 자연 기여율을 나타낸 <표 2-8>에서 보듯이 자연 기여율을 평가한 양식 수산물 중 기여율이 가장 높은 것은 31.3%(2013~2015년 평균)인 김(지주식)이었으며, 어류와 패류의 경우 2% 미만이었다.

표 2-7 일반해면어업 생산(근해어업 기준)의 자연 기여율

						(단위: %)
품목	2016년	2017년	2018년	2019년	2020년	평균
근해어업	57	59	63	61	60	60

표 2-8 해수면 양식 수산물 생산의 자연 기여율

						(단위: %)
구분	품목	2018년	2019년	2020년	평균	
어류	조피볼락(해상가두리)	0.1	0.1	0.1	0.1	
	김(지주식)	32.9	30.2	30.8	31.3	
해조류	김(부류식)	16.9	18.1	18.5	17.8	
	다시마	8.3	7.0	6.9	7.4	
	미역	18.0	17.2	18.0	17.7	
	톳	13.1	12.2	13.4	12.9	
	전복(해상가두리)	0.4	0.4	0.5	0.4	
패류	굴	1.3	1.4	1.5	1.4	

자료: 안소은 외(2023), p.189.

### 마. 평가 한계 및 향후 연구방향

농산물의 경우 이전 연구(안소은 외, 2023, p.189)에서도 언급했듯이 작물별로 생육 특성, 시기, 재배방식 등이 다르므로 용수 사용이나 토양침식 등에 관한 작물별 자료를 확보하고 적용해야 한다. 그러나 각 작물의 관련 측정 자료를 모두 확보하거나 실험을 통해 자료를 생산하는 데 한계가 있어 논과 밭에 대한 평균값을 활용한 한계를 감안할 필요가 있다.

평가 방법에서도 언급했듯이 종자의 경우 통계상 투입 경로가 명확하지 않아 본 연구에서 종자 자체의 에머지는 평가 요소로 포함하지 않았다. 동일한 농업 시스템에서 수확하는 동안 부산물로 생산되는 종자를 또다시 생산과정에 투입하면 이미 투입한 에머지이기 때문에 별도 기여 항목으로 산정하지 않는다. 바꿔 말하면 수입하거나 외부 시스템에서 유입한 종자만 에머지 기여 항목으로 평가 대상이 된다. 따라서 종자의 유입 경로까지 통계상으로 명확해야 종자의 에머지 평가가 가능하지만, 현실적으로 이러한 유입 경로에 대한 통계자료가 부족하여 에머지 평가에 일부 불확실성이 남아 있다.

육우, 우유, 달걀 등 축산물 생산 비용에서 사료가 차지하는 비중이 크기 때문에 사료를 통해 공급한 에머지량을 정확하게 계산할 필요가 있다. 그러나 사료의 에머지원단위 계산에 필요한 사료 원료별 에머지원단위가 부족하고, 사료 생산에 투입하는 물량 자료를 확보하지

못해 본 연구에서는 사료의 에머지원단위를 개략적으로 계산해 활용할 수밖에 없었다. 사료 투입량 중 자가 공급 사료와 구입 사료를 구분하지 못한 한계도 있다. 또한 에머지 평가에 포함한 전기 소비량 이외에 각 품목 생산에 필요한 재료, 장비, 시설의 구체적인 투입 물량 자료를 포함하지 못해 인위적 투입 에머지량을 과소 평가했을 가능성이 있다. 따라서 향후 사료의 에머지원단위와 투입 물량 자료를 충분히 확보해 평가를 보완할 필요가 있다.

본 연구에서 계산한 일반해면어업 대상 수산자원의 에머지원단위는 에머지 평가에 필요한 자료가 미흡해 해양생태계의 일반적 특성을 토대로 개략적으로 계산한 값이므로 구체적인 어획 품종별 자연 기여율 계산에 활용하는 데 한계가 있다. 특히 영양단계 전달효율 자료의 경우 우리나라 해양생태계를 대상으로 한 체계적인 자료가 없기 때문에 우리나라 해역 특성에 적합한 효율 자료를 확보하기 위한 방안을 모색할 필요가 있다. 또한 일반해면어업 어로 활동에 투입하는 물량 중 본 연구에서 평가에 포함한 연료와 어선 이외에 어구 등 다른 투입 요소의 물량 자료를 확보해 자연 기여율 산정의 정확도를 높일 필요가 있다. 일반해면어업의 투입 물량 자료를 보완할 경우 일반해면어업 생산의 자연 기여율은 본 연구의 평가보다 더 낮아질 가능성이 있다. 궁극적으로는 일반해면어업 유형별, 어획 품종별 에머지 평가에 필요한 자료를 확보해 품종별 세부 자연 기여율을 산정할 필요가 있다.

#### 4. 자연 기여율 영향 요인 비교·분석

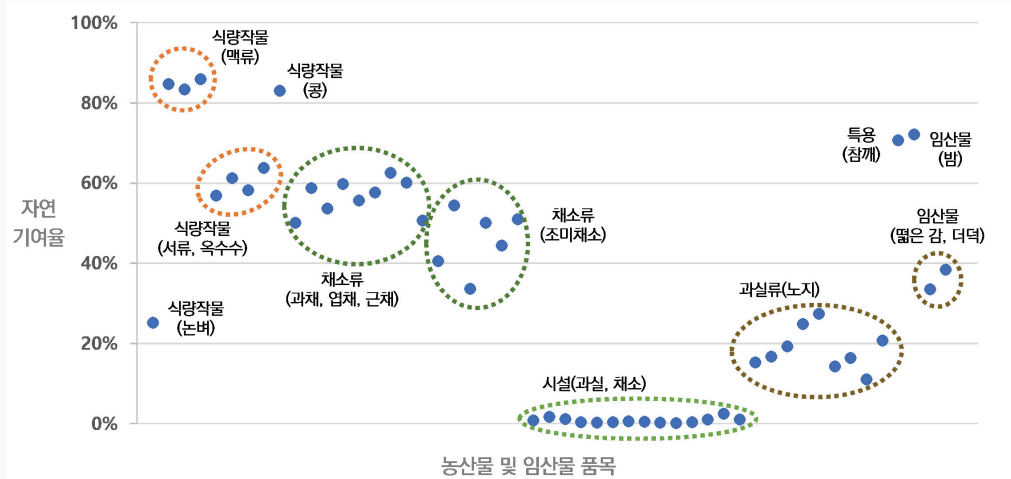
유럽위원회의 2019년 연구에 따르면, 유럽지역 13종 곡물의 평균 자연 기여율은 21%로 나타났다(Vallecillo et al., 2019, p.26). 평가 대상 곡물은 연질소맥(soft wheat), 듀럼밀(durum wheat), 보리(barley), 귀리(oats), 옥수수(maize), 기타 곡류(other cereals), 유채(rape), 해바라기(sunflower), 사료 옥수수(fodder maize), 기타 사료(other fodder on arable land), 콩(pulses), 감자(potatoes), 사탕무(sugar beet)였다. 에머지 방법론을 활용하여 산정한 이들 대상 곡물에 대한 평균 자연 기여율은 국가별로 차이를 보였는데, 2008년 기준 그리스 7.2%, 슬로베니아 12.4%와 같이 낮은 자연 기여율에서부터 에스토니아 39.0%, 라트비아 31.1%와 같이 높은 자연 기여율(재배면적 가중 평균) 분포를 나타냈다(Vallecillo et al., 2019, p.17).

본 연구에서 산정한 곡물 종류는 에머지 방법을 활용한 Vallecillo 등의 2019년 연구 대상 곡물과 종류, 산정 연도에도 차이가 있지만 기본적으로 자연 기여율 산정값에서 큰 차이를 보였다. 우리나라에서 2016~2020년 대상으로 산정한 식량작물의 평균 자연 기여율은 미국(논벼)이 27.5%, 서류(고구마, 감자)가 53.7~58.6%, 옥수수가 65.5%, 맥류(겉보리, 쌀보리, 밀)가 82.0~83.9%, 콩이 83.3%로 나타났다(표 2-2 참조). Vallecillo 등의 2019년 연구

대상 곡물에 포함되지 않은 미곡이 27.5%의 자연 기여율을 나타낸 것을 제외하면 나머지 곡물은 53.7%~83.3%의 높은 자연 기여율을 나타냈다.

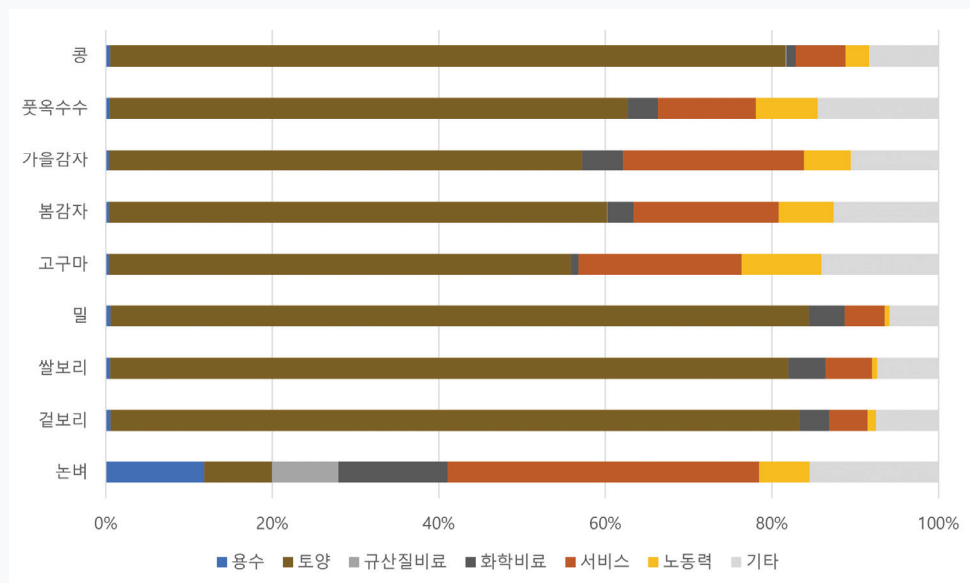
유럽위원회가 기술보고서로 발간한 Vallecillo 등의 연구와 Pérez-Soba 등의 연구에서는 에머지를 활용하여 곡물의 자연 기여율을 산정했는데, 에머지 산정에 활용한 에머지원단위 자료와 에머지 평가표를 보면 자연 기여 항목에서 본 연구의 산정 항목과 차이를 발견할 수 있다(Vallecillo et al., 2019, p.109; Pérez-Soba et al., 2019, p.24, p.50). 본 연구에서 자연 기여율이 50% 이상인 식량작물, 특히 서류, 옥수수, 맥류, 콩의 경우 자연 기여 항목 중 토양침식 부분의 자연 기여율이 절대적으로 높게 나타났다. 토양을 기반으로 하는 농산물 생산은 토양 속의 유기물뿐만 아니라 전 지구적 순환과 풍화작용으로 형성된 토양 무기물에 절대적으로 의존한다. 특히 오랜 세월에 걸쳐 광물의 풍화작용으로 생성되고 다져진 토양 무기물층은 농산물 성장에 필요한 무기물 공급뿐만 아니라, 조직을 지탱하고 미기후를 조절하며 미생물 활동 공간과 수분을 제공하는 등 농산물 생산에 중요한 역할을 담당한다. 따라서 자연이 기여한 항목에 토양 광물 부분을 포함해야 하지만 2019년에 수행한 Vallecillo 등의 연구와 Pérez-Soba 등의 연구에서는 토양침식과 관련해 유기물 부분만 포함함으로써 자연 기여율 값을 전반적으로 낮게 산정한 것으로 추정된다.

에머지 방법론을 활용해 농림축수산물 각 품목에 대해 자연 기여율을 도출한 결과, 품목별로 자연 기여율이 다르지만 무엇보다 품목 분류에 따라 뚜렷한 차이를 보임을 알 수 있었다(그림 2-3 참조). 예를 들어, 맥류는 80% 이상의 자연 기여율 분포를 나타낸 반면, 채소류는 40~60%, 과일류는 20% 내외의 자연 기여율 분포를, 그리고 시설재배로 생산한 채소류나 과일류는 1% 내외의 자연 기여율 분포를 나타냈다. 물론 누락된 자료나 불확실성이 있는 자료가 자연 기여율 수치에 일부 영향을 미쳤겠지만, 서로 다른 품목 분류 사이에 큰 자연 기여율 차이를 보이는 것은 생산과정에 투입한 자연 기여 방식이나 인적 기여 방식에 차이가 있음을 나타낸다고 할 수 있다. 품목 분류 간에 이러한 자연 기여율 차이가 생기는 원인을 분석하기 위해 품목별로 산정한 에머지 평가표를 바탕으로 자연 기여 및 인적 기여에 영향을 미치는 항목을 분석해 보았다.



**그림 2-3** 농산물 및 임산물의 자연 기여율 분포(2020년 기준)

먼저 식량작물에서는 논벼(미곡)와 기타 식량작물 간에 자연 기여율 차이가 뚜렷이 나타났다 (그림 2-3 참조). 논벼와 기타 식량작물의 2020년 에머지 평가 자료를 바탕으로 각 작물의 주요 자연 기여 에머지와 인적 기여 에머지 항목을 비교하면 <그림 2-4>와 같다.



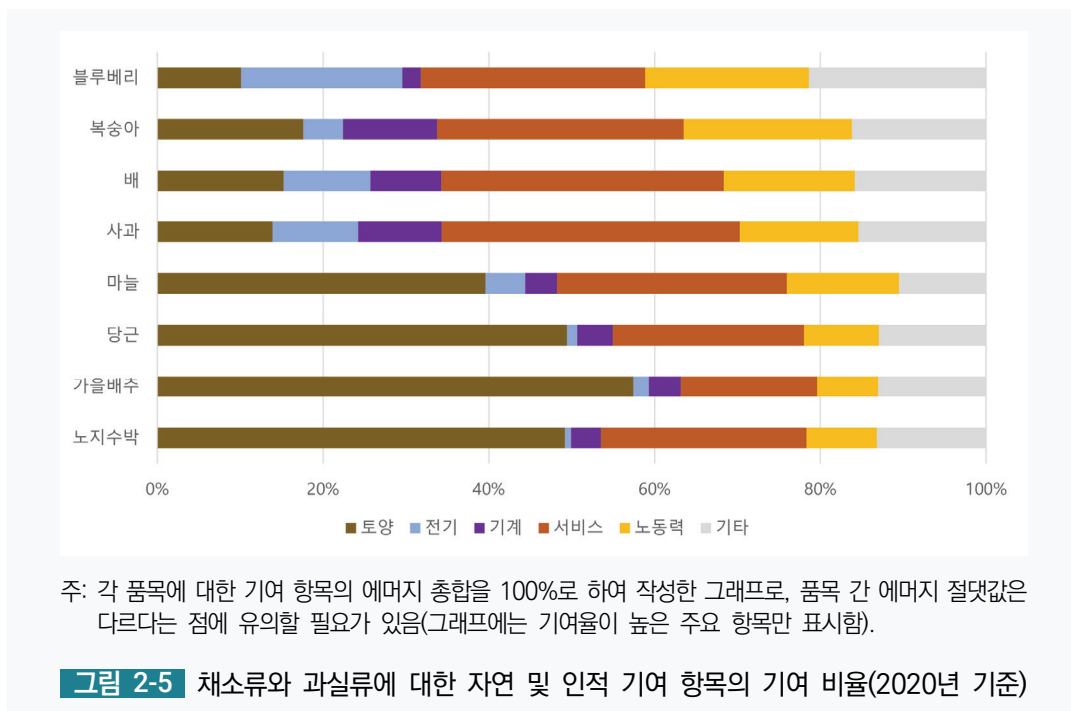
주: 각 작물에 대한 기여 항목의 에머지 총합을 100%로 하여 작성한 그래프로, 작물 간 에머지 절댓값은 다르다는 점에 유의할 필요가 있음(그래프에는 기여율이 높은 주요 항목만 표시함).

**그림 2-4** 식량작물에 대한 자연 및 인적 기여 항목의 기여 비율(2020년 기준)

자연 기여 에머지는 논벼에 비해 맥류, 서류 등의 기타 작물에서 12.48배 높게 나타난 데 반해, 인적 기여 에머지는 0.76~3.19배의 분포를 보였다. 맥류와 콩은 논벼에 비해 인적 기여가 0.69~0.86배 수준으로 낮게 나타났다. 서류와 옥수수는 논벼에 비해 인적 기여가

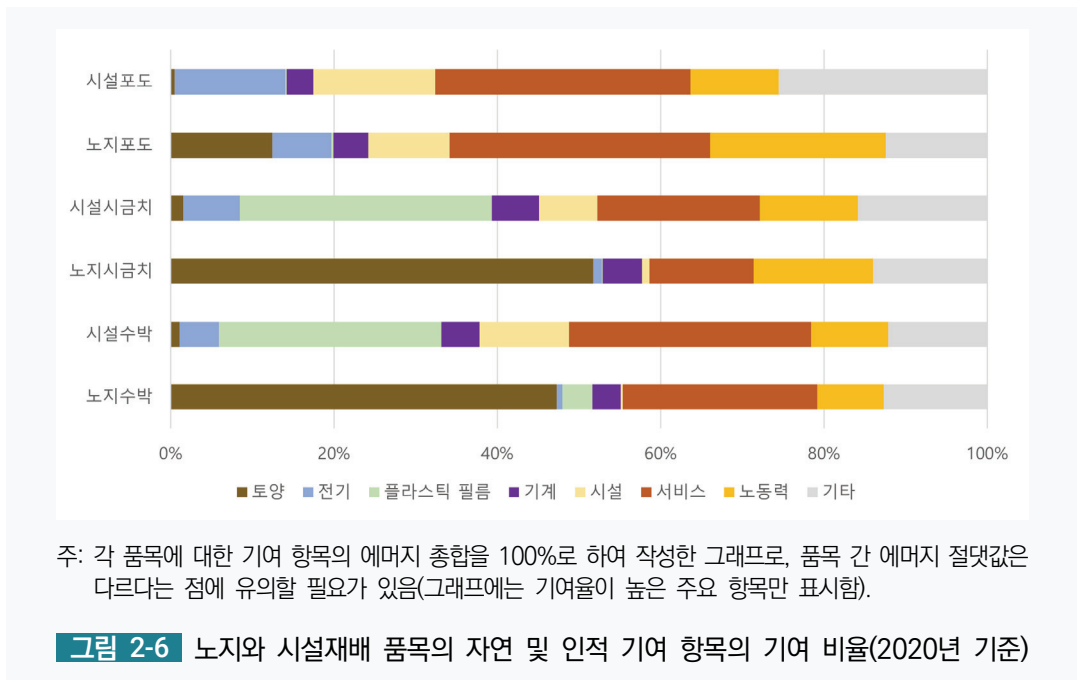
2.38~3.19배 수준으로 나타났다. 식량작물 중 맥류, 서류 등이 논벼에 비해 전반적으로 높은 자연 기여율을 나타낸 것은 인적 기여 에머지에 비해 자연 기여 에머지가 논벼와 큰 차이를 보였기 때문이다. 자연 기여 에머지에서 용수의 경우 기타 식량작물에 비해 논벼에 5.83배 더 투입한 데 반해, 토양에 투입한 자연 기여 에머지는 기타 식량작물이 논벼의 37.78배에 달했다. <그림 2-4>에서도 볼 수 있듯이 맥류(겉보리, 쌀보리, 밀)와 두류(콩)의 토양 기여율이 전체 기여율의 80%를 넘었다. 논벼의 자연 기여 에머지 중 용수가 47.13%, 토양이 32.28%를 차지한 반면, 맥류나 서류 등 기타 작물에서는 용수가 0.65%, 토양이 97.70%를 차지했다. 이 결과를 종합해 보면 논농사에 비해 밭농사가 용수 이용량은 상대적으로 적지만 토양침식은 더욱 크다는 사실을 알 수 있다.

농산물과 임산물의 2020년 기준 자연 기여율 분포를 나타낸 <그림 2-3>의 그래프에서 과실류는 전반적으로 채소류에 비해 낮은 자연 기여율 분포를 보였다. 그 원인을 파악하기 위해 일부 과실류와 채소류 품목에 대한 자연 및 인적 기여 항목의 비율을 분석한 결과, 채소류에서는 토양의 기여가 전체 기여의 40% 이상을 차지한 반면 과실류에서는 토양의 기여 비율이 20% 이하였으며 전기, 서비스, 노동력 등의 인적 기여 항목의 비율이 상대적으로 높게 나타났다(그림 2-5 참조). 절대적인 총에머지 투입량에서는 <그림 2-5>에 나타난 품목 중 과실류가 1.04E16sej(복숭아)~1.81E16sej(블루베리)의 분포를 보였고, 채소류의 경우 1.09E16sej(가을배추)~1.58E16sej(마늘)의 분포를 나타냈다.



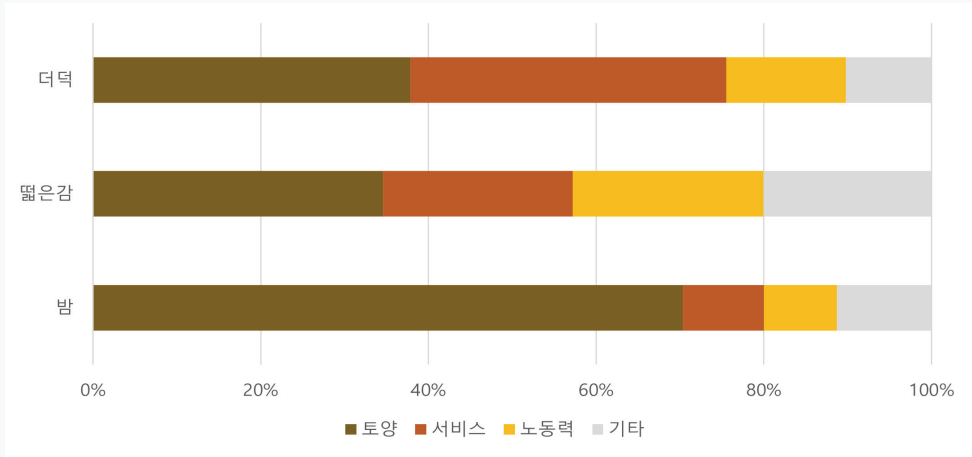
**그림 2-5** 채소류와 과실류에 대한 자연 및 인적 기여 항목의 기여 비율(2020년 기준)

채소류와 과실류의 경우 노지재배와 시설재배에 따라 자연 기여율에 큰 차이를 보였다(그림 2-3 참조). 본 연구에서 자연 기여율을 산정한 채소류와 과실류 중 2020년 기준으로 노지재배와 시설재배에서 모두 산정한 품목은 수박, 시금치, 포도였다. 이들 품목을 대상으로 노지재배와 시설재배에 따른 자연 및 인적 기여 항목의 비율을 분석해 보았다(그림 2-6 참조). 노지수박과 노지시금치의 경우 토양의 기여 비율이 50% 내외로 나타나 자연 기여율을 높이는 가장 중요한 요인임을 알 수 있었다. 시설재배의 경우 품목에 상관없이 토양의 기여 비율이 1% 내외로 낮았고, 나머지 전기, 기계, 시설, 서비스, 노동력 등 인적 기여 항목이 대부분을 차지하여 자연 기여율이 1% 내외로 낮게 나타났다.



**그림 2-6** 노지와 시설재배 품목의 자연 및 인적 기여 항목의 기여 비율(2020년 기준)

임산물 품목으로 산정한 밤, 뽕은 감, 더덕의 경우 2020년 기준 자연 기여율이 각각 70.0%, 32.4%, 36.9%로 나타났는데, 각 품목에 대한 기여 항목의 에머지 투입량을 분석한 결과 토양의 기여 비율과 자연 기여율이 거의 유사하게 나타났다(그림 2-7 참조). 나머지는 주로 인적 기여로 서비스나 노동력에서 높은 비율을 보였다. 밤, 뽕은 감, 더덕의 자연 기여 에머지에서는 토양이 전체를 차지한다. 실제 토양 에머지 투입량에서 세 품목을 동일한 값으로 산정했기 때문에 절대적인 에머지값으로 따지면 뽕은 감과 더덕의 경우 밤에 비해 서비스와 노동력의 인적 에머지 투입량이 높다는 사실을 알 수 있다. 즉, 각 품목의 에머지 항목 구성 비율을 나타낸 <그림 2-7>의 분석 결과를 해석하는 데 주의할 필요가 있는데, 절대적인 에머지 지량이 품목별로 다르고 세 품목의 토양 에머지 투입량이 동일하다는 점에 주목할 필요가 있다.



주: 각 품목에 대한 기여 항목의 에머지 총합을 100%로 하여 작성한 그래프로, 품목 간 에머지 절댓값은 다르다는 점에 유의할 필요가 있음(그래프에는 기여율이 높은 주요 항목만 표시함).

**그림 2-7** 임산물 품목의 자연 및 인적 기여 항목의 기여 비율(2020년 기준)

# 제 3 장

## 생태계서비스 상호작용 평가 체계

1. 생태계서비스 상호작용 개념과 접근 체계
2. 생태계서비스 상호작용 평가 방안

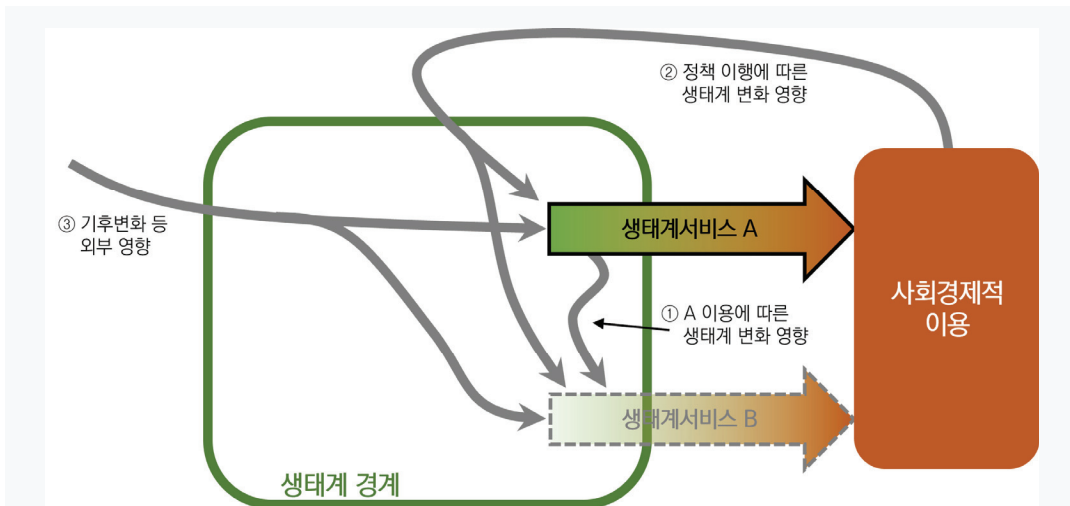
### 1. 생태계서비스 상호작용 개념과 접근 체계

#### 가. 생태계서비스 상호작용 개념

생태계는 하나의 계(system)라는 개념을 지닌 단위이다. 계는 요소들의 상호작용을 반드시 포함하는데, 생태계는 외부 요소와 상호작용할 뿐만 아니라 내부의 동식물과 무생물 간에도 다양하게 상호작용한다. 본 연구에서 다루는 생태계서비스 상호작용은 이러한 일반적인 생태계의 모든 상호작용을 포괄하는 개념과는 다르다. 생태계서비스는 ‘인간이 생태계로부터 얻는 혜택’으로 정의되는데, 다시 말해 ‘혜택’으로 인정하는 경우를 생태계서비스라고 할 수 있다. 예를 들어, 쌀을 주식으로 하는 생활권에서는 벼 생산물을 가치 있는 생태계서비스로 인식하지만, 쌀을 이용하지 않는 생활권에서는 생태계서비스로 인식하더라도 그 가치가 훨씬 낮을 것이다. 따라서 생태계서비스의 상호작용을 언급할 때는 먼저 특정 생태계서비스를 이용한다는 전제가 바탕이 된다. 두 번째는 상호작용의 문제로, 외부 요인에 의해 또는 내부의 생태계서비스 간에 상호작용이 발생하는 경우를 포함한다. 생태계에는 다양한 생태계서비스가 공존하는데, 본 연구에서 다루는 상호작용은 동시다발적으로 나타나는 모든 생태계서비스가 아니라 사회경제 활동을 위해 이용하는 특정 생태계서비스와 연관된 생태계서비스 간의 상호작용을 포함한다(그림 3-1 참조).

생태계서비스의 이용과 그에 따른 상호작용을 고려할 때, 본 연구에서 다루는 생태계서비스의 상호작용을 이해하기 위해서는 몇 가지 개념 정립이 필요하다. 특정 생태계서비스를 이용하는 행위가 다른 생태계서비스 혜택에 영향을 미치는 경우 긍정적인 영향은 시너지(synergy)로,

부정적인 영향은 트레이드 오프(tradeoff)로 정의한다(Turkelboom et al., 2015). 예를 들어, 토양침식을 최소화하기 위한 경작 방법은 궁극적으로 작물생산량 증가에 긍정적으로 기여하는 시너지 효과를 불러온다. 탄소저장량 증가를 위해 기존 경작지를 재조림하는 경우에는 작물생산량 감소라는 트레이드 오프 효과가 나타난다. 이때 시너지와 트레이드 오프 개념은 과학적으로 결정되는 절대적인 개념이 아님에 유의해야 한다. 시너지와 트레이드 오프와 관련하여 공급 측면에서는 생태계 내 상호작용의 긍정적 혹은 부정적 효과를 고려하지만, 수요 측면에서는 이해관계자에 따라 긍정적 혹은 부정적 영향을 다르게 판단할 수 있다. 작물생산량에 민감한 이해관계자는 앞선 예시와 같이 기존 경작지 재조림에 따른 탄소 저장량 증가와 작물생산량 감소를 트레이드 오프 영향으로 인식하지만, 탄소저장량에 민감한 이해관계자는 그러지 않을 수 있다. 따라서 생태계가 인간에게 주는 혜택으로 정의되는 생태계 서비스의 상호작용을 종합적으로 이해하기 위해서는 수요자인 다양한 이해관계자의 참여와 논의가 바탕이 되어야 한다(Mouchet et al., 2014).



주: 생태계가 제공하는 생태계서비스 A를 사회경제적으로 이용할 경우 서비스를 이용함에 따라 생태계 구조나 기능이 변화하거나, 서비스 이용 행위가 생태계에 영향을 미쳐 또 다른 생태계서비스 B 공급에 영향을 줄 수 있다(내부 상호작용 경로 ①). 또한 정책 이행에 따른 영향(경로 ②)뿐만 아니라 기후변화 등 생태계 외부 환경의 작용(경로 ③)으로 생태계서비스가 영향받는 상호작용도 발생한다(외부 영향).

**그림 3-1** 생태계서비스 상호작용의 개념

혜택의 가치가 수요집단에 따라 다르다는 사실과 더불어 추가로 고려해야 할 사항은 생태계 서비스의 지역성이다. 사회경제적 수요에 따라 이용하는 생태계서비스도 다르지만 지역에 따라 생태계서비스 상호작용이 다르다는 점을 고려해야 한다. 지역에 따라 생태계 구조와 기능이 다르기 때문에 특정 지역의 생태계서비스 상호작용 사례를 다른 지역에 동일하게 적용할 수 없기 때문이다(Anderson et al., 2009; Turkelboom et al., 2015). 또한 생태계 서비스 수요자인 이해관계자의 구성이나 지역에서 인식하는 생태계서비스 가치도 다르므로, 생태계서비스 상호작용에 관한 이해 및 정책 의사결정과 관련해 지역의 현황과 특성을 고려

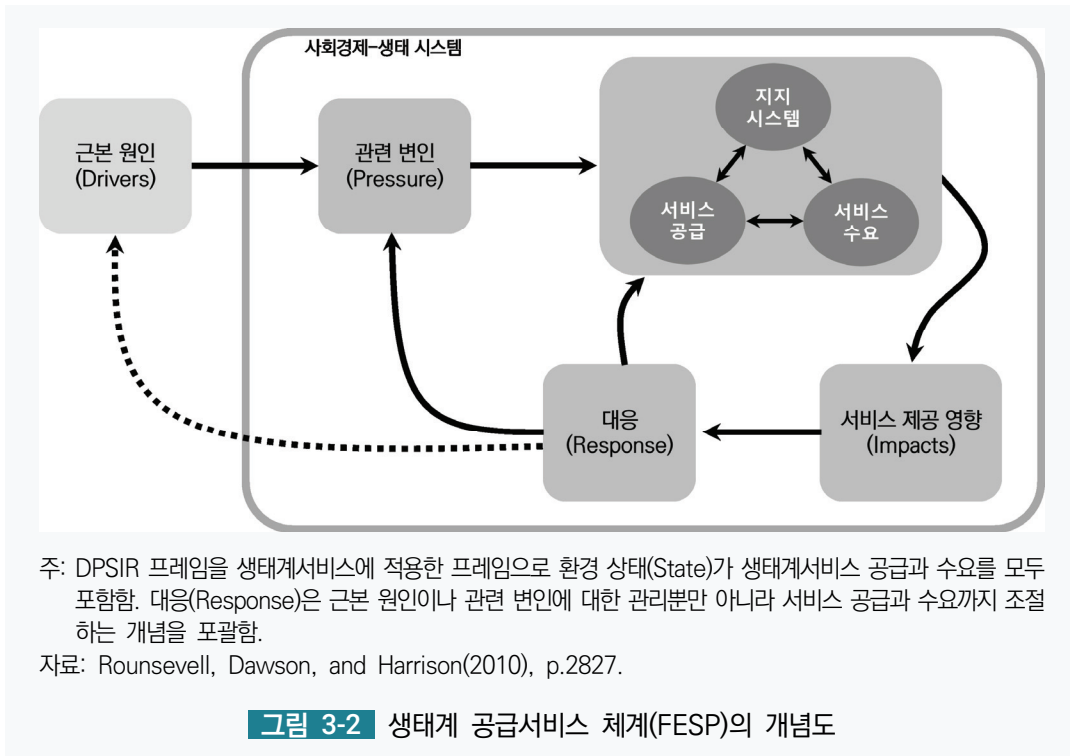
하여 모형화하고 논의해야 할 것이다.

생태계서비스 상호작용에 관한 사실을 밝히기 위한 연구는 크게 통계적 상관관계 분석, 작용 메커니즘 분석, 최적화 분석, 정책 의사결정을 위한 종합분석의 네 가지 주제로 구분할 수 있다(Cord et al., 2017). 통계적 상관관계 분석은 생태계서비스 간의 연관관계 여부를 찾아내는 과정이다. 상관계수, 주성분 분석, 군집분석 등의 통계분석을 통해 서로 연관 가능성이 있는 생태계서비스를 찾는다. 작용 메커니즘 분석은 서로 다른 생태계서비스 간의 영향관계와 내외부 요인(driver)의 생태계서비스 영향 등 상호작용 메커니즘을 밝히는 과정이다. 통계적 상관관계 분석이 자료를 바탕으로 생태계서비스 간의 연관관계 여부를 밝히는 과정이라면, 작용 메커니즘 분석은 실제로 영향을 미치는 생태계서비스와 주변 요인의 인과관계를 규명하는 데 목적을 둔다. 최적화 분석은 토지나 생태적 한계를 기반으로 최적의 생태계서비스 이용 조합을 찾는 과정이다. 흔히 경제학에서 활용하는 생산가능곡선(production possibility frontier) 분석과 유사하다고 볼 수 있다. 마지막으로 종합분석은 생태계서비스 상호작용뿐만 아니라, 그와 연관된 사회경제적 혜택과 거버넌스 등을 종합적으로 고려한 모형을 수립하고 의사결정 전단계로서 영향 메커니즘을 분석하는 과정이다. 즉, 특정 생태계서비스 정책이 여러 생태계서비스와 이해관계자에 따른 사회경제적 혜택에 미치는 영향을 종합적으로 평가하는 과정으로 볼 수 있다. Cord 등이 제시한 이와 같은 네 가지 연구 분야는 서로 독립적이라기보다 상당 부분이 연계되어 있다. 특히 이해관계자 참여와 논의는 통계분석뿐만 아니라 메커니즘 분석과 최적화 분석을 거쳐 정책 의사결정에 이르기까지 광범위하게 적용해야 하는 사항이다.

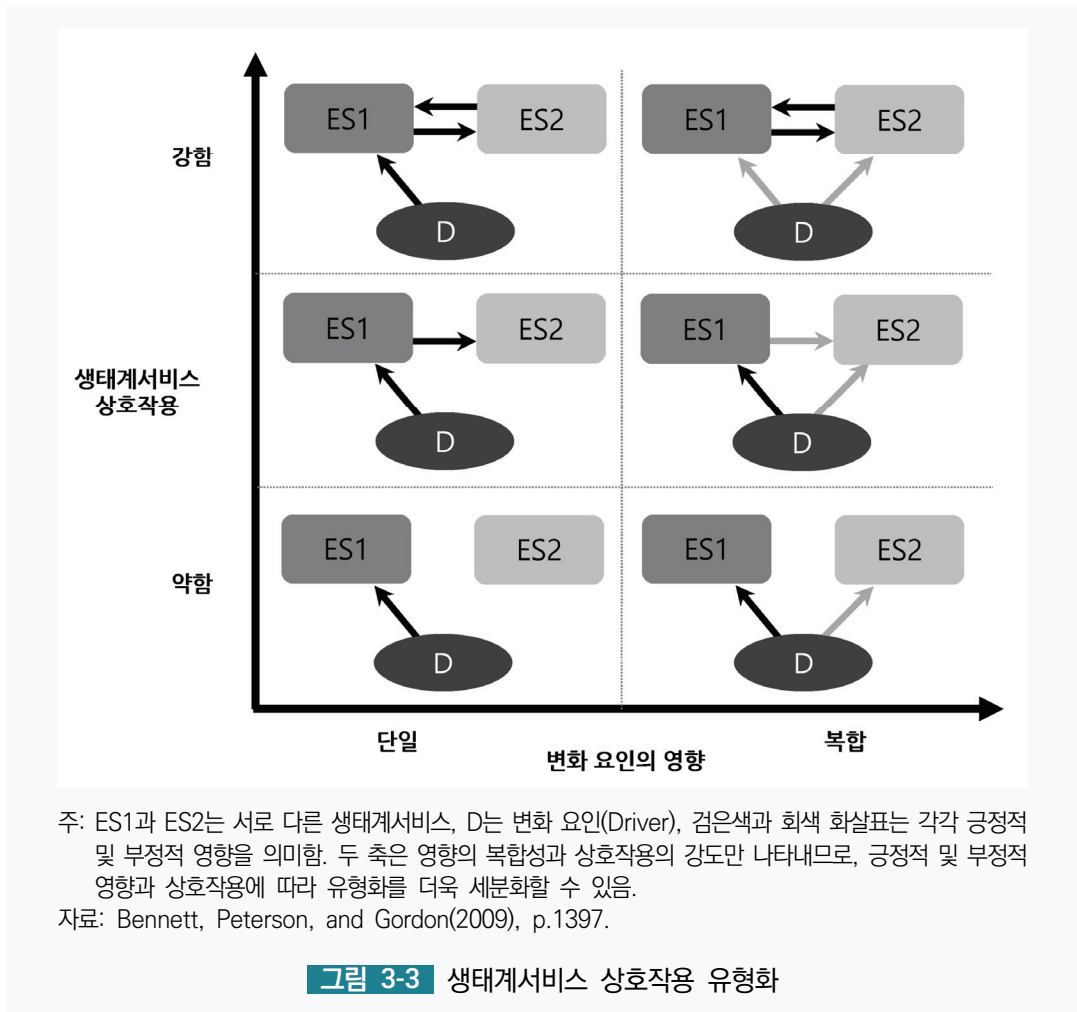
## 나. 평가를 위한 유형화 체계

통계적 분석을 통한 생태계서비스 상호작용 여부 판별과 달리 상호작용 메커니즘 분석은 요소들의 인과관계에 초점을 둔다. 물론 상호작용 메커니즘 분석을 위한 기초자료로 통계분석 결과를 활용하지만 그것만으로 인과관계를 파악하기에는 한계가 있다. 따라서 이러한 인과관계를 파악하기 위한 메커니즘 분석에 어떤 요소가 어떤 영향을 주었는지를 다룬 기존 이론을 바탕으로 하는 합리적인 논리와 증거 자료를 활용한다. 사회경제 시스템과 상호작용하는 환경문제의 메커니즘을 분석할 때 활용하는 대표적인 프레임으로 DPSIR(Drivers-Pressure-State-Impact-Response)이 있다.<sup>3)</sup>

3) Drivers는 온실가스 배출과 같이 환경변화를 일으키는 근본 원인이며, Pressure는 근본 원인의 영향에 따른 온도 변화나 강수량 변화와 같이 환경 상태에 영향을 주는 변인, State는 압력 요인에 의한 농작물 생산량 변화와 같이 핵심 환경인자의 상태, Impact는 식량 보급 불안정과 같이 환경인자 변화에 따른 생태계와 사회경제적 영향, Response는 그러한 영향의 해결을 위한 온실가스 배출 억제 정책의 이행과 같은 사회적 반응을 의미한다. DPSIR 프레임에서는 어떤 환경인자의 상태(State)를 고려하느냐에 따라 인과관계 전반이 달라질 수 있다.



생태계와 사회경제계에서 일어나는 메커니즘을 통합적으로 분석하는 데 DPSIR 프레임워크를 유용하게 활용할 수 있는데, 환경변화의 요인과 현황, 영향, 그리고 그에 대한 대응까지 인과 관계를 살펴볼 수 있기 때문이다. Rounsevell, Dawson, and Harrison은 DPSIR 프레임워크를 생태계서비스에 적용한 FESP(Framework for Ecosystem Service Provision) 프레임워크를 제시했다(그림 3-2 참조). 이 프레임워크는 DPSIR과 틀이 유사하지만 생태계서비스의 상호작용을 고려했다는 차이가 있다. 상태(State)는 단순한 환경 상태를 의미하는 것보다 확장된 개념으로 생태계서비스 공급 측면과 수요, 그리고 지지서비스 등 생태계서비스와 관련된 종합적인 요소들의 상태를 포함한다. 이러한 프레임워크는 생태계서비스 상호작용을 고려하는 정책 의사 결정에 유용하게 활용될 수 있다. 특히 생태계서비스 상태 변화의 생태적, 사회경제적 영향(Impact)에 대한 대응책(Response)을 마련할 때, 내외부의 근본 변화 원인(Drivers)이나 관련 변인(Pressure)에 대한 대응책뿐만 아니라 생태계서비스 공급과 수요자 측면의 대응책도 적용할 수 있다. 예를 들어, 인식 제고 수단을 통해 사회경제 영역의 이해관계자 행동을 근본적으로 변화시키거나, 복원사업이나 생태계 조절 등을 통해 생태계서비스 상태를 구체적으로 변화시킬 수 있다.



Bennett, Peterson, and Gordon은 변화를 일으키는 요인과 생태계서비스 간 상호작용을 중심으로 생태계서비스 상호작용 메커니즘을 유형화하는 틀을 제시했다(그림 3-3 참조). 변화를 일으키는 요인은 주로 기후변화와 같은 외부 요인을 비롯하여 관리 정책 이행과 같은 요인을 의미하는데, 농작물 생산을 위한 토지이용 변화, 비료 살포 등의 행위를 포함한다. 생태계서비스 상호작용은 이러한 변화 요인의 영향을 받을 수도 있고, 어떤 경우에는 특정 생태계서비스만 변화 요인의 영향을 받거나 생태계서비스 간의 상호작용에 따라 영향을 받는 경우도 있다(Bennett, Peterson, and Gordon, 2009). 따라서 Bennett, Peterson, and Gordon이 제시한 유형화의 틀은 변화 요인이 모든 생태계서비스에 작용하는지, 일부 생태계서비스에만 작용하는지에 따라 유형화의 한 축을 형성할 수 있다. 또 다른 유형화의 축으로 생태계서비스 간의 상호작용 측면에서 상호영향이 없거나 단방향으로만 작용하거나 양방향으로 작용하는 경우로 나눌 수 있다. 결국 변화 요인의 작용 여부와 생태계서비스 간의 상호영향 관계라는 두 축을 기준으로 상호작용 유형을 다양하게 구분할 수 있다. 생태계서비스 상호작용을 고려할 때 관리 정책의 실효성을 높이기 위해서는 상호작용 메커니즘을 정확히 이해하고, 원하는 변화를 유도할 수 있는 관리 수단을 마련하는 것이 필요하다. 그런 관점에서

변화 요인과 생태계서비스 상호영향에 따른 유형화를 이해관계자 참여 논의에서 유용하게 활용할 수 있을 것이다.

Bennett 등이 제시한 생태계서비스 상호작용 유형에 대한 몇 가지 예시를 살펴보면 정책 의사결정의 실효성을 위한 유형화의 중요성을 알 수 있다(Dade et al., 2019). 변화 요인의 영향이 단일 생태계서비스에만 적용되고 생태계서비스 상호작용이 약한 사례(그림 3-3의 왼쪽 맨 아래 유형)로 유휴지 재조림 정책을 들 수 있다. 해당 생태계서비스가 탄소흡수와 곡물생산일 경우 탄소흡수와 곡물생산 서비스는 상호작용이 거의 없는 관계이지만, 유휴지 재조림 정책이라는 변화 요인은 기존 유휴지에 탄소흡수 능력이 있는 바이오매스 양을 늘리는 과정으로 탄소흡수에는 긍정적인 영향을 미치면서 기존 곡물생산에는 영향을 주지 않는다. 재조림 정책이 기존 곡물생산에 영향을 주지 않으면서 탄소흡수에 긍정적인 영향을 준다는 메커니즘을 이해하면, 농경지나 별도의 탄소흡수를 위한 정책 대신 재조림 정책으로 온실가스 감축이라는 긍정적인 효과를 누릴 수 있다. 변화 요인의 영향이 복합적으로 여러 생태계에 적용되고 생태계서비스 상호작용이 강한 사례(그림 3-3의 오른쪽 맨 위와 유사한 유형)로 도시화를 들 수 있다. 해당 생태계서비스가 탄소흡수와 곡물생산일 경우, 도시화라는 변화 요인은 도시의 공간 영역을 확장하는 과정이므로 탄소흡수를 위한 녹지와 곡물생산을 위한 농경지가 상대적으로 축소된다. 도시화로 확보한 영역 외에 녹지와 농경지를 어떻게 구성할지의 문제가 남기 때문에 탄소흡수와 곡물생산은 부정적인 상호작용 관계를 형성한다. 이 사례는 변화 요인이 생태계서비스에 복합적으로 영향을 미치고 생태계서비스와 상호작용하는 사례로서 정책 의사결정 시 변화 요인뿐만 아니라 생태계서비스 상호작용으로 인한 트레이드 오프도 고려해야 함을 알 수 있다.

변화 요인과 생태계서비스 상호영향 분석에 따른 메커니즘 규명이 정책적으로 중요함에도 불구하고, 그동안 메커니즘을 연구한 사례는 생태계서비스 상호작용 연구의 19% 정도에 불과한 것으로 드러났다(Dade et al., 2019). 생태계서비스 상호작용에 관한 많은 연구에서 생태계서비스 간의 유의미한 상관관계를 밝힌 경우는 많았지만, 변화 요인을 분석하고 추적한 경우는 드물었다. 특히 기후변화를 포함한 외부 요인은 명확하게 규명하기 어렵고, 이론적으로 인과관계가 가능하더라도 변화 요인과 생태계서비스 간의 통계적으로 유의미한 관계 이상으로 결론을 도출하기 쉽지 않다는 어려움이 있다. 특히 보편적인 외부 요인이 아니라 지역적 특성을 지닌 요인이 작용할 경우 해당 지역의 역사나 자료가 충분하지 않은 연구자에게는 도전적인 과제일 수밖에 없다. 따라서 대상 지역에 대한 전문가나 전통지식을 소유한 지역민 등을 이해관계자로 포함하는 참여적 분석과 논의가 이루어진다면 연구 결과의 질을 높이는 데 기여할 수 있을 것이다.

## 다. 분석 방법론 및 도구

생태계서비스 상호작용 메커니즘을 밝히기 위해서는 생태계서비스 간의 영향 관계뿐만 아니라 변화 요인(drivers)과 생태계서비스 간의 영향 관계 등을 종합적으로 분석해야 한다. 상호작용의 종류에 따라 인과관계의 고리가 비교적 명확한 경우도 있지만, 여러 분석으로도 명확한 인과 고리를 좀처럼 파악하기 어려운 경우도 있다. 분석 방법 중에서도 대략적인 관계를 파악하는 데 목적을 두는 것이 있고, 또 어떤 방법은 인과관계까지 파악하려는 목적을 지닌다. 따라서 상호작용 그 자체뿐만 아니라 분석 방법론까지 고려한다면 생태계서비스와 변화 요인 간의 다양한 인과관계를 완전히 파악하는 데는 어느 정도 한계가 있음을 유념해야 하며, 지속적인 관찰과 논의를 통해 기존의 정보 불확실성을 줄여나가는 방향으로 생태계를 관리할 필요가 있다.

생태계서비스 상호작용을 분석하는 데는 다양한 통계적 혹은 시각적 도구들을 활용할 수 있고(Mouchet et al., 2014), 시각적인 표현과 분석에는 공간상의 지도 비교나 트레이드 오프 곡선, 별 다이어그램 등을 활용할 수 있다(Viglizzo and Frank, 2006; Gos and Lavorel, 2012; Howe et al., 2014). 생태계서비스 간의 상관관계 분석에는 상관계수(correlation coefficient), 카이제곱 검정(chi-square test) 등의 통계적 방법을 활용할 수 있고, PCA(Principle Component Analysis), MCA(Multiple Correspondences Analysis), FAMD(Factorial Analysis for Mixed Data) 등의 다변량 분석(multivariate analysis)도 가능하다. 명확한 인과관계를 파악하기에는 부족하지만 상관관계를 파악할 수 있는 회귀분석(regression analysis)도 종종 활용된다. 수요자 입장의 생태계서비스 상호작용을 연구하는 데는 이해관계자의 인식을 바탕으로 생태계서비스 연계성을 분석하는 네트워크 분석(network analysis) 방법을 활용할 수 있다(Hicks, Graham, and Cinner, 2013). 네트워크 분석에서는 노드와 연결 개수 등의 지표를 통해 이해관계자가 인식하는 생태계서비스 간의 상호작용이나 우선순위를 파악할 수 있다. 변화 요인을 포함하여 보다 명확한 인과관계를 분석하기 위해 구조방정식모형(SEM: Structural Equation Modeling) 등을 활용할 수도 있다. 생태계서비스 상호작용의 상관관계와 변화 요인의 인과관계 등을 분석하는 데 활용할 수 있는 통계적 방법은 <표 3-1>과 같다.

**표 3-1** 생태계서비스 상호작용 분석을 위한 통계적 방법

구분	통계 방법	분석 가능 영역	연구 사례
연관 계수	<ul style="list-style-type: none"> <li>상관계수</li> <li>카이제곱 검정</li> <li>중첩분석</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>생태계서비스 간의 연관성을 파악하기 위한 도구이며, 공간 자료는 중첩분석(overlap analysis)을 통해 두 종류 이상의 생태계서비스 연관성이나 공급-수요 간의 유사성 등 파악 가능</li> </ul>	Anderson et al. (2009) Gos and Lavorel (2012)
순서화	<ul style="list-style-type: none"> <li>PCA</li> <li>MCA</li> <li>FAMD</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>생태계서비스 간의 긍정적 혹은 부정적 상관관계 분석</li> <li>PCA는 정량 변수, MCA는 2진 변수, FAMD는 정량 및 정성 변수에 활용 가능</li> </ul>	Raudsepp-Hearne et al. (2010) Maes et al. (2012)
군집화	<ul style="list-style-type: none"> <li>K-means</li> <li>자기조직화 지도</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>유사한 생태계서비스를 군집화하는 도구이지만, 유사성을 기반으로 군집화한다는 점에서 분석과 해석에 주의 필요</li> </ul>	Quintas-Soriano et al. (2019)
분산 분석	<ul style="list-style-type: none"> <li>ANOVA</li> <li>MANOVA</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>변화 요인(drivers) 작용에 따라 생태계서비스 간의 관계 정도의 변화 파악</li> </ul>	Willemen et al. (2010)
회귀 분석	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLM</li> <li>GAM</li> <li>자기회귀모형</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>독립 변수와 종속 변수 간의 관계를 바탕으로 변화 요인에 따라 생태계서비스가 어떻게 변화할지 추정</li> </ul>	Smart et al. (2010)
시계열 분석	<ul style="list-style-type: none"> <li>ARMA</li> <li>VAR</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>잠재적인 변화 요인의 시간에 따른 변화 양상과 생태계서비스 변화 양상의 연관성 분석</li> </ul>	Haase et al. (2012)
정준 상관 분석	<ul style="list-style-type: none"> <li>CCA</li> <li>RDA</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>정준대응분석(CCA)와 중복분석(RDA) 등을 통해 어떤 변화 요인이 생태계서비스에 더 큰 영향을 미치는지 분석</li> </ul>	Lamarque et al. (2014)

자료: Mouchet et al.(2014); Cord et al.(2017); Dade et al.(2019) 내용 참고하여 작성.

통계분석이 생태계서비스 간의 관계 혹은 변화 요인과 생태계서비스의 관계를 추정하는 도구라면, 정책 의사결정은 그러한 통계적 기초자료를 바탕으로 하여 전반적인 요소들의 논리와 증거 기반의 인과관계를 나타낸 모형을 기반으로 이루어진다. 모형은 현실을 단순화한 모습(a simplified picture of reality)으로 개념적 인과관계를 보여주는 개념모형과 실제 혹은 유사 자료를 바탕으로 정량화한 수치모형으로 나타낼 수 있다. 즉, 생태계서비스 상호작용의 경우에도 현실 요소들의 인과관계에 대한 개념을 다이어그램 등 정성적 모형으로 나타내고, 구체적인 자료를 적용하여 변화를 예측할 수 있게 정량적 모형을 개발할 수 있다(Petz et al., 2014).

생태계서비스 연구가 심화됨에 따라 의사결정 지원 목적의 모형이 개발되었다. 모형이 추구하는 목적에 따라 포함하는 입력변수나 생태계서비스 함수는 다르지만 대표적 모형인 InVEST나 ARIES 등은 공급과 수요 입장을 통합적으로 고려하고 다양한 생태계서비스 이용에 대한 상호작용과 혜택을 시뮬레이션할 수 있도록 설계되었다. 생태계서비스 상호작용을 분석하는 데 이러한 기존 모형을 활용할 수도 있지만, 새로운 생태계서비스와 상호작용에 대한 고려가 필요하다면 대상 시스템에 적합한 모형을 개발할 수 있을 것이다. <표 3-2>에는 몇몇 대표적인 생태계서비스 분석 및 의사결정을 위한 모형의 특성을 제시했다.

**표 3-2 생태계서비스 상호작용 분석 및 의사결정을 위한 기존 대표 모형**

모형화 도구	특성
InVEST (Integrated valuation of ecosystem services and trade-offs)	<ul style="list-style-type: none"> <li>토지이용 및 토지피복, 기후, 지형, 토양 등 입력 자료를 바탕으로 산정하는 20개 이상의 생태계서비스 생산함수로 구성</li> <li>각 모형을 별도로 산정하지만 대부분 분석 과정에 여러 모형을 종합적으로 연계하여 결과 도출</li> </ul>
ARIES (Artificial intelligence for ecosystem services)	<ul style="list-style-type: none"> <li>가용 공간자료와 결정 규칙을 바탕으로 사용자 요구사항에 따라 모형을 선택하는 일종의 인공지능 모형 플랫폼</li> <li>수요자 입장에서 어떻게, 어떤 부분에서 생태계서비스 혜택을 받는지 구체적으로 분석</li> </ul>
Co\$ting Nature / WaterWorld	<ul style="list-style-type: none"> <li>육상 및 담수생태계 서비스 추정을 위한 웹기반 도구</li> <li>토양 또는 강수와 같은 기본 자료를 바탕으로 1km 또는 1헥타르 해상도로 계산하며, 자연기반 관광, 목재 공급 등 13개 서비스 포함</li> </ul>
IAMs (Integrated assessment models)	<ul style="list-style-type: none"> <li>기후변화나 생물권 변화가 인간활동에 미치는 영향을 고려하며, 인구증가, 소비패턴, 기후변화 등을 주요 입력변수로 설정</li> <li>해상도는 30~110km 정도로 낮지만 곡물생산과 같은 부문별 정보는 구체적이며 인간과 환경의 연계성을 파악할 수 있는 정보가 많음</li> </ul>
Lund-Potsdam-Jena dynamic global vegetation model	<ul style="list-style-type: none"> <li>식물성장, 토양 상호작용, 기타 생·물리적 요소에 관한 구체적인 정보 제공</li> <li>이 모형의 핵심 부분은 토양 탄소, 물의 흐름과 같은 생태계서비스 관련 구체적인 결과 제공</li> <li>구체화된 농업 모형을 제외하면 인간과의 상호작용은 거의 포함되지 않음</li> </ul>
LCA (Life Cycle Assessment models)	<ul style="list-style-type: none"> <li>재료부터 상품의 폐기까지 과정에서 발생하는 환경 영향을 정량화</li> <li>환경에 대한 영향을 정량적이고 구체적으로 평가할 수 있지만 생태계서비스에 특화된 영향을 평가한 사례는 많지 않음</li> </ul>

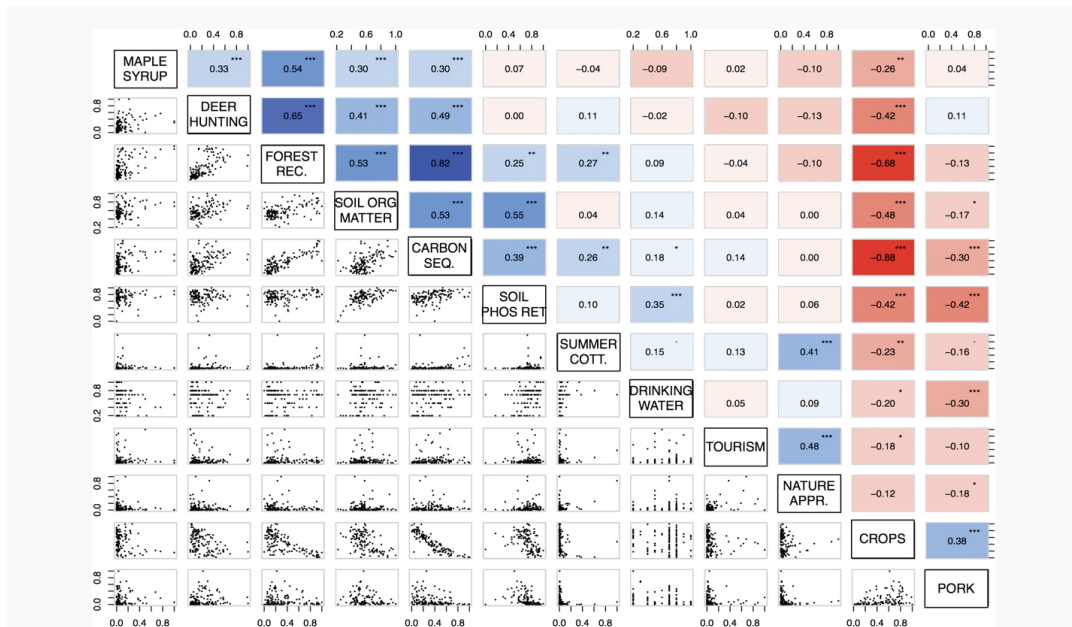
자료: Hamann et al.(2021) 내용 참고하여 작성.

## 라. 기존 상호작용 분석 사례

그간 생태계서비스 상호작용과 관련한 다수의 연구가 수행되었다. 접근 방식에 관한 연구에서부터 분석을 위한 유형화, 분석 방법 등에 관한 연구와 더불어 실제 자료를 활용한 분석 연구도 수행되었다. 실제 자료를 활용한 연구 사례는 대표적인 몇 가지 유형으로 구분할 수 있다. 먼저, 공간 자료의 통계적인 분석을 바탕으로 생태계서비스 상호작용 패턴을 발견한 연구 사례나 수요자인 이해관계자 입장의 시너지와 트레이드 오프를 분석한 사례가 있다. 또한 공급자인 생태계와 수요자인 이해관계자 입장을 통합적으로 고려한 연구 사례나 시나리오를 활용하여 이해관계자의 트레이드 오프를 분석한 사례도 있다. 연구 사례별로 접근 방법과 도출하고자 하는 결론은 다르지만, 이런 연구 사례들은 정책 의사결정에 필요한 정보를 제공하는 데 궁극적인 목적이 있다는 점에서 공통점을 지닌다. 기존에 수행된 몇 가지 다른 유형의 생태계서비스 상호작용 분석 연구 사례를 살펴보면, 정책 의사결정에 실제로 활용할 수 있는 방법론과 결과 도출과정에 대한 시사점을 얻고자 한다.

### 1) 생태계서비스 상호작용의 패턴 분석

Raudsepp-Hearne, Peterson, and Bennett은 공간 자료 분석을 통해 생태계서비스 상호작용에서 드러나는 일반적인 패턴을 발견했다(Raudsepp-Hearne, Peterson, and Bennett, 2010). 캐나다 퀘벡주를 대상 지역으로 선정한 이 연구에서는 공급서비스, 문화서비스, 조절서비스를 포함하여 총 12개의 생태계서비스 가치를 지도화한 자료를 바탕으로 상호작용의 잠재성을 지닌 생태계서비스 조합(ecosystem service bundle) 관계를 분석했다. 연구 대상으로 설정한 12개 생태계서비스를 임의로 2개씩 짝지어 총 66개 서비스 간의 상관관계를 분석했다(그림 3-4 참조). 분석 결과를 살펴보면, 집중적으로 관리하는 공급서비스(곡물, 돼지고기)의 경우 다른 조절서비스(토양 유기물, 토양 인 보유, 탄소저장)와 유의미한 트레이드 오프 관계를 보였다. 공급서비스와 다른 유형의 서비스 간에는 일반적으로 트레이드 오프 관계를 보였으며, 조절서비스 간에는 긍정적인 상호관계를 나타냈다.

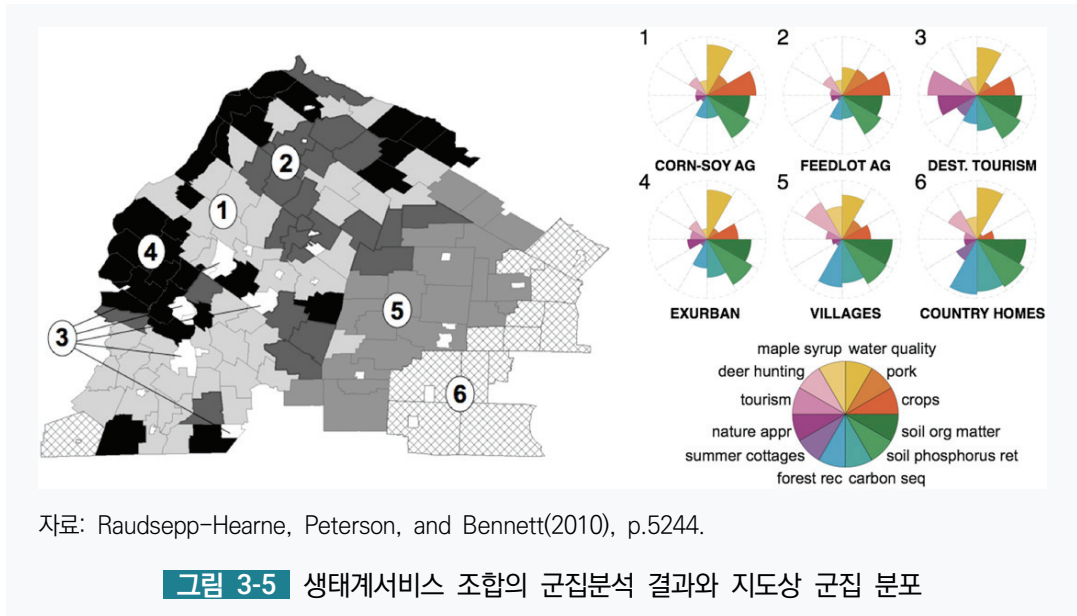


자료: Raudsepp-Hearne, Peterson, and Bennett(2010), Supporting Information Fig.S2.

**그림 3-4** 생태계서비스 간의 상관관계 분석 결과

Raudsepp-Hearne, Peterson, and Bennett의 연구에서는 단편적인 상관관계 분석 외에 보다 복합적인 분석도 수행되었다(Raudsepp-Hearne, Peterson, and Bennett, 2010). 심슨 다양성 지수(Simpson's diversity index)를 통해 분석한 결과에 따르면 생태계서비스의 다양성이 높은, 즉 다양한 종류의 생태계서비스를 균등한 수준으로 갖추고 있는 지역의 경우 적정 수준의 공급 및 문화서비스를 제공하고 있으나, 생태계서비스 다양성이 낮은 지역은 높은 수준의 공급서비스 위주 혹은 도시화가 진행된 경우였다. 주성분분석(PCA)이나 군집 분석(cluster analysis)은 상호작용에 대한 보다 복합적인 패턴을 분석할 수 있는 도구로

활용될 수 있다. 군집분석을 통해 유사한 패턴의 생태계서비스 조합을 특성화하고 각 특성에 따른 지역을 파악함으로써 해당 지역에 적합한 정책을 마련할 수 있다. Raudsepp-Hearne, Peterson, and Bennett은 군집분석을 통해 6개의 군집을 도출했고, 각 특성을 갖는 군집의 지역적 분포도 확인할 수 있었다(그림 3-5 참조).

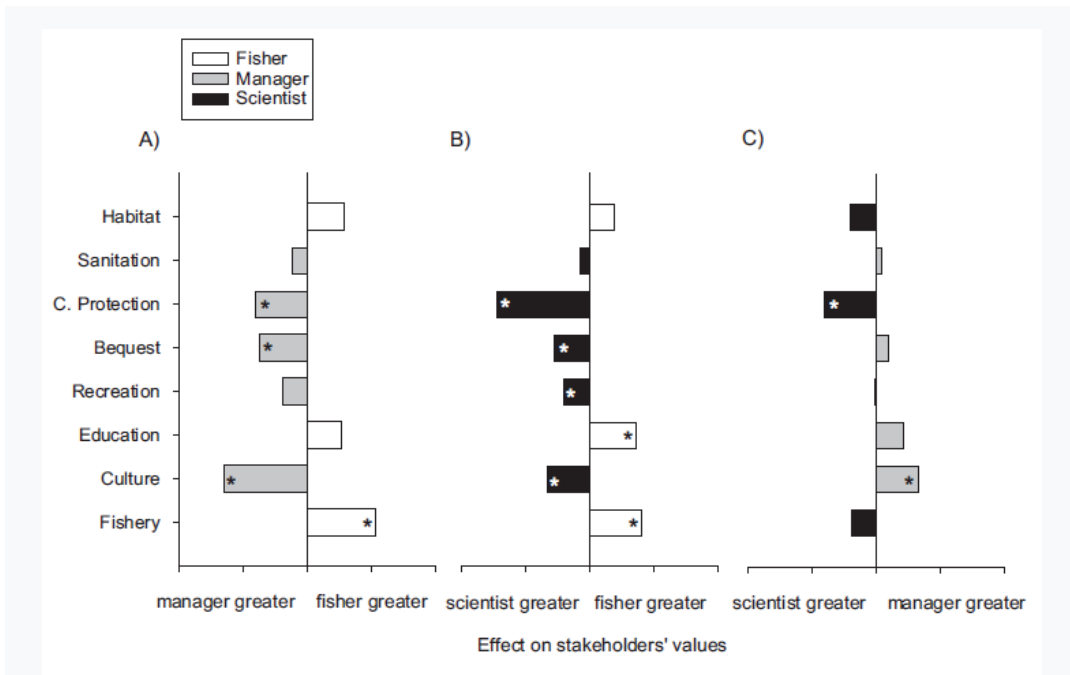


## 2) 수요자 입장 가치의 시너지와 트레이드 오프 분석

Hicks, Graham, and Cinner은 관리자, 과학자, 어민 등 서로 다른 이해관계자가 산호초의 생태계서비스에 대해 인식하는 가치의 시너지와 트레이드 오프 패턴을 연구했다(Hicks, Graham, and Cinner, 2013). 세 집단으로 분류한 이해관계자의 집단 포커스 인터뷰와 개별 인터뷰를 통해 인식 현황을 측정했고, 해당 통계자료를 바탕으로 인식의 차이를 분석했다. 이 연구는 생태계서비스의 생·물리적 상호작용이나 트레이드 오프가 아닌 수요자의 가치 인식에서 비롯되는 이해관계자 간의 차이를 분석함으로써 적절한 관리 정책을 수립하는 자료로 활용할 수 있는 연구 유형이다. 연구 대상은 산호초 생태계서비스 지역이고 기후변화에 영향을 크게 받으면서 저소득 취약계층이 분포하는 국가, 즉 산호초 생태계서비스에 큰 영향을 받는 인도양 서부 지역의 마다가스카르, 탄자니아, 케냐였다.

Hicks, Graham, and Cinner의 연구에서는 주성분분석을 비롯해 MANOVA와 투키 분석(Tukey's HSD post hoc analysis)을 활용하여 이해관계자 집단 간, 그리고 집단 내의 유의미한 차이점과 유사성을 분석했다(Hicks, Graham, and Cinner, 2013). 통계적 방법으로 분석한 결과 세 집단이 우선순위로 꼽은 생태계서비스에 큰 차이를 보였다(그림 3-6 참조). 어민 집단은 특히 다른 집단에 비해 어업을 가장 높은 우선순위에 두는 경향을 보였다. 과학자 집단은 다른 집단에 비해 연안 보호에 높은 우선순위를 두었다. 그리고 관리자 집단은 다른

집단에 비해 문화서비스를 높은 우선순위에 두는 경향을 보였다. 어민 집단은 산호초와 관련한 8개의 생태계서비스(서식처, 위생, 연안 보호, 유산, 관광, 교육, 문화, 어업) 중 어업, 서식처, 교육을 가장 높은 우선순위에 두었고, 문화와 관광 서비스에 낮은 가치를 두었다. 과학자 집단은 어업, 서식처, 연안 보호를 가장 높은 우선순위에 두었으며, 문화와 위생 서비스를 가장 낮은 우선순위에 두었다. 관리자 집단은 서식처, 교육, 유산을 가장 높은 우선순위에 두고 위생을 가장 낮은 우선순위에 두었으나, 특정 서비스를 높은 우선순위에 두는 어민이나 과학자 집단과 달리 이들은 여러 생태계서비스에 균등한 가치를 두는 경향을 보였다.



주: 별표가 표시된 부분은 투키 분석(Tukey's HSD post hoc analysis)에서 두 집단 간에 상당한 차이를 보이는 항목임을 의미함.

자료: Hicks, Graham, and Cinner(2013), p.1449.

**그림 3-6** 세 이해관계자 집단 간의 산호초 생태계서비스에 대한 우선순위 차이

Hicks, Graham, and Cinner의 연구에서는 각 이해관계자 집단이 선호하는 생태계서비스 간의 시너지와 트레이드 오프를 파악하기 위해 네트워크 분석을 활용했다(Hicks, Graham, and Cinner, 2013). 네트워크 분석 결과, 모든 집단에서 임의의 두 생태계서비스 간에 시너지보다 트레이드 오프 관계가 더 많이 나타났다(그림 3-7 참조). 네트워크를 바탕으로 한 중심성 분석(centrality measures)에서 한 노드가 다른 노드 간의 최단 경로에 얼마나 자주 포함되는지, 즉 특정 생태계서비스가 다른 생태계서비스와 얼마나 연관되어 있는지를 측정하는 매개중심성(Betweenness) 분석 결과를 보면 어민 집단에서는 어업이 13으로 매우 높았는데, 이는 어민 집단에게 다른 생태계서비스가 어업과 높은 연관 속에서 가치를 지닌다는 사실을 보여준다. 관리자 집단의 경우 연안 보호가 4로 가장 높았으며, 과학자 집단의 경우 문화와

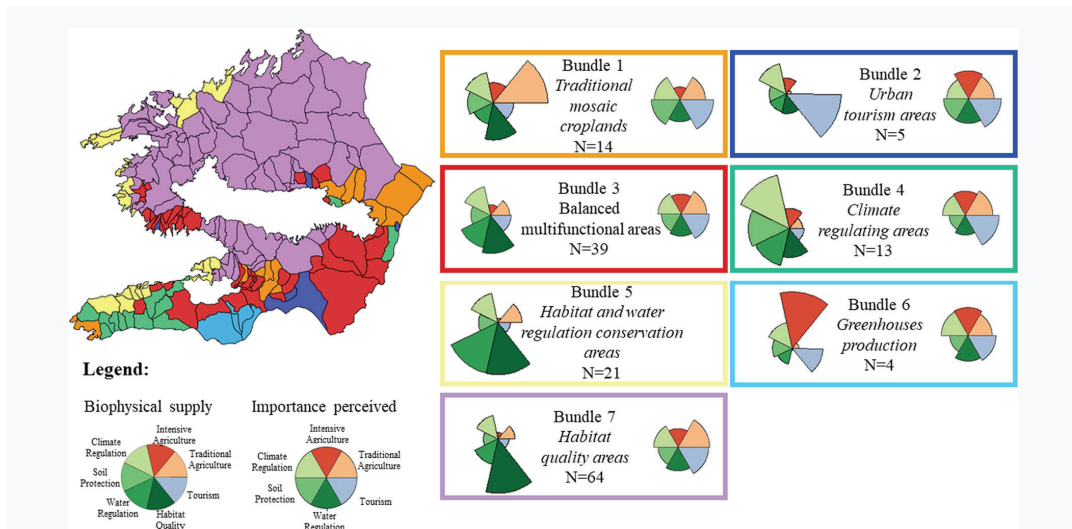
서식처 서비스가 5.3으로 가장 높게 나타났다. Hicks, Graham, and Cinner의 연구는 생태계서비스가 자연이 수요자에게 주는 혜택이라는 점에서 관리 정책을 수립할 때 이해관계자 집단의 우선순위와 특성을 충분히 고려할 필요가 있음을 시사한다(Hicks, Graham, and Cinner, 2013). 이러한 사례를 통해 어민 집단에게는 생존과 관련한 어업이 매우 중요한 우선순위이고 과학자 집단에게는 연안 보호가 중요한 우선순위가지만, 관리자 입장에서는 전반적인 생태계서비스의 가치를 균등하게 관리할 필요성이 있다는 점에서 중재자 역할을 통한 관리가 가능함을 알 수 있다.



### 3) 생태계서비스 상호작용에 대한 공급자 및 수요자 입장의 통합적 분석

Quintas-Soriano 등은 생·물리적 생태계서비스 공급과 사회적 인식 정도를 종합적으로 고려하는 분석 연구를 수행했다(Quintas-Soriano et al., 2019). 이 연구는 생태계서비스의 생·물리적 공급을 정량화하는 동시에 수요자 입장의 인식 정도까지 종합적으로 고려했다는 점에서 의미가 있다. 사회적 수요와 가치가 높은 생태계서비스의 공급이 원활하지 않거나 다른 생태계서비스와 상호작용으로 인해 공급에 어려움이 있다면, 사회적 수요와 공급 현황을 종합적으로 고려한 관리 정책을 수립하는 것이 중요하기 때문이다. 스페인 남동부 지역을 대상으로 한 이 연구에서는 7개 생태계서비스(2개 공급서비스, 4개 조절서비스, 1개 문화 서비스)를 공간화하여 분석했다. 생태계서비스 지도 분석 결과, 인구 밀집 지역과 그 외 지역 간에 큰 차이가 나타났다. 인구 밀집 지역은 집약농업 중심의 낮은 생태계서비스 다양성을 보였고 그 외의 지역은 조절서비스와 전통농업을 포함한 높은 생태계서비스 다양성을 보였다. 생태계서비스 중요성 인식 분석에서는 관광과 전통농업이 생태계서비스 중에서 중요하다는 응답이 가장 많았으며, 조절서비스에 대한 중요성 인식은 상대적으로 낮게 나타났다.

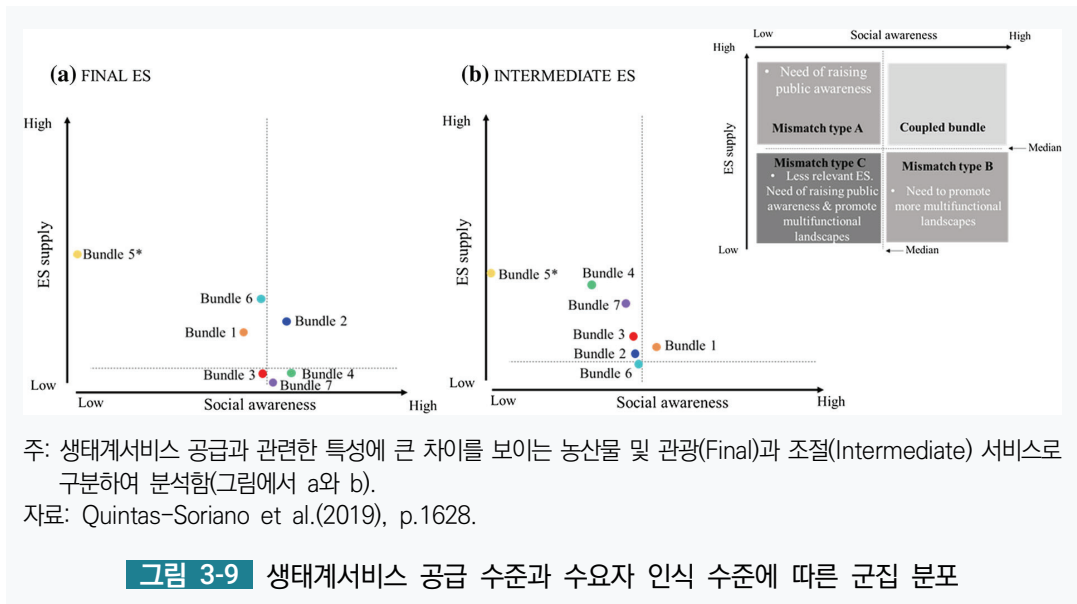
Quintas-Soriano 등은 생태계서비스의 생·물리적 공간 정보와 수요자 인식 정보를 바탕으로 정책적으로 의미 있는 분석을 수행했다(Quintas-Soriano et al., 2019). 7개 생태계서비스 공간 정보를 바탕으로 주성분분석과 군집분석을 통해 총 7개의 생태계서비스 조합 군집을 추출했다. 각 군집은 7개의 생태계서비스와 관련하여 특성을 갖는데, 예를 들어, 전통적인 곡물생산 지역, 도시관광 지역 등 각 단위 지역이 가진 특성으로 나타난다(그림 3-8 참조).



주: 생태계서비스 조합 군집분석을 통해 도출한 7개의 군집(Bundle)과 각 지역에 해당하는 군집을 표시함.  
 자료: Quintas-Soriano et al.(2019), p.1627.

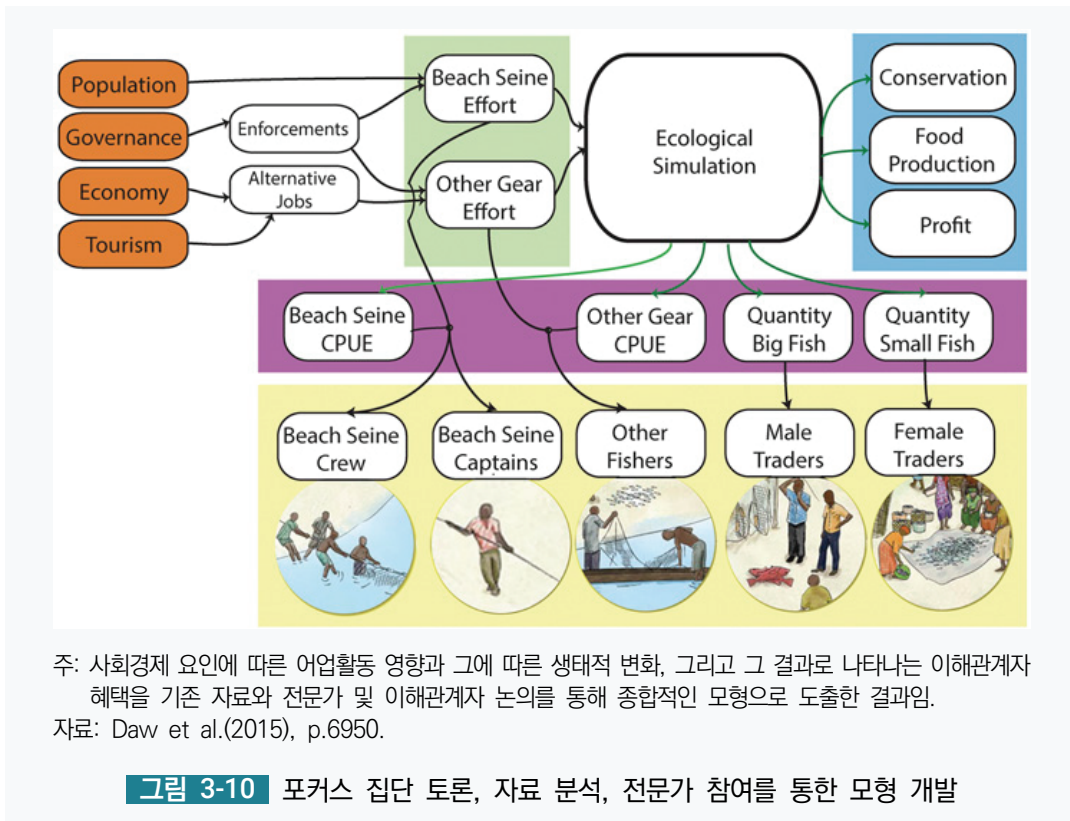
**그림 3-8** 군집분석을 통해 도출한 생태계서비스 조합의 7개 군집과 지역 분포

군집분석을 통해 최종 도출한 공급 차원의 7가지 군집을 대상으로 생태계서비스 공급과 사회적 인식 수준을 분석했다(그림 3-9 참조). 이때 곡물생산이나 관광을 포함하는 최종 산물(Final ES)과 조절서비스를 포함하는 중간 산물(Intermediate ES)로 구분하여 생태계서비스 공급을 분석했다. 이는 생태계서비스 공급 특성이 최종 산물과 중간 산물 간에 큰 차이를 보여 의사 결정 과정에서도 그 점을 참고할 필요가 있기 때문이다. 생태계서비스 공급의 수준(높음, 낮음)과 사회적 인식의 수준(높음, 낮음)을 조합한 영역에서 군집 분포를 분석하면 지역별 관련 정책 수립에 유용하게 활용할 수 있다. 예를 들어, 인식 수준은 낮지만 생태계서비스 공급이 높은 군집(지역)에서는 인식 개선에 집중하고, 인식 수준은 높지만 생태계서비스 공급이 낮은 군집(지역)에서는 다양한 기능을 제공할 수 있는 토지이용에 대한 정책을 수립할 필요가 있을 것이다.



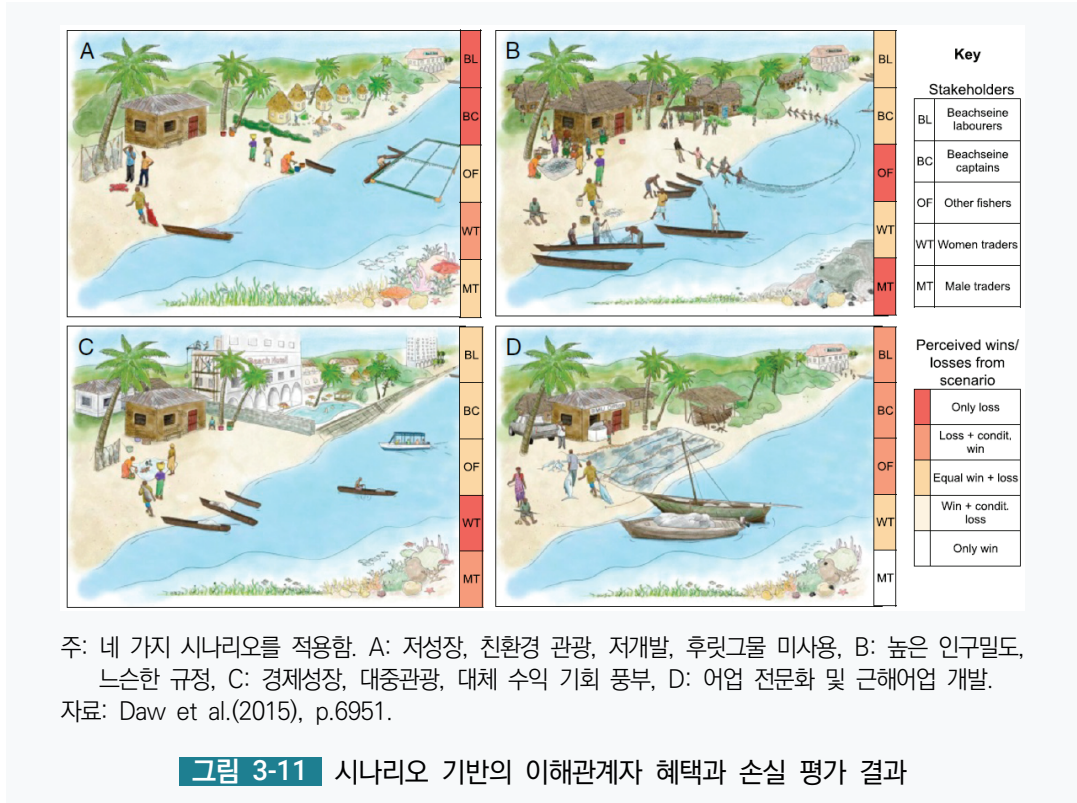
#### 4) 참여적 모형과 시나리오를 통한 이해관계자 간의 트레이드 오프 분석

Daw 등은 참여적 모형과 시나리오 접근을 통해 정책 의사결정을 위한 이해관계자 간의 트레이드 오프 분석 연구를 수행했다(Daw et al., 2015). 관리 정책을 수립할 때 심리적 편견과 사회적 민감도 등에 따라 의사결정에 필요한 핵심 이슈를 정확히 진단하지 못하고 왜곡하여 판단하는 문제가 종종 발생한다. 이 연구는 이러한 문제를 개선하는 데 도움이 되는 참여적 모형과 시나리오 접근 방법을 제시했다는 데 의미가 있다. 연구 대상은 케냐 몸바사 지역으로, 소규모 어업과 관련한 이해관계자의 생태계서비스 혜택을 중심으로 분석했다. 이해관계자별 포커스 집단 토론, 생물과 어업에 관한 장기 자료 분석, 지역 전문가 참여를 통한 개념모형 수립을 통해 사회와 생태계를 통합하는 모형을 개발했다(그림 3-10 참조).

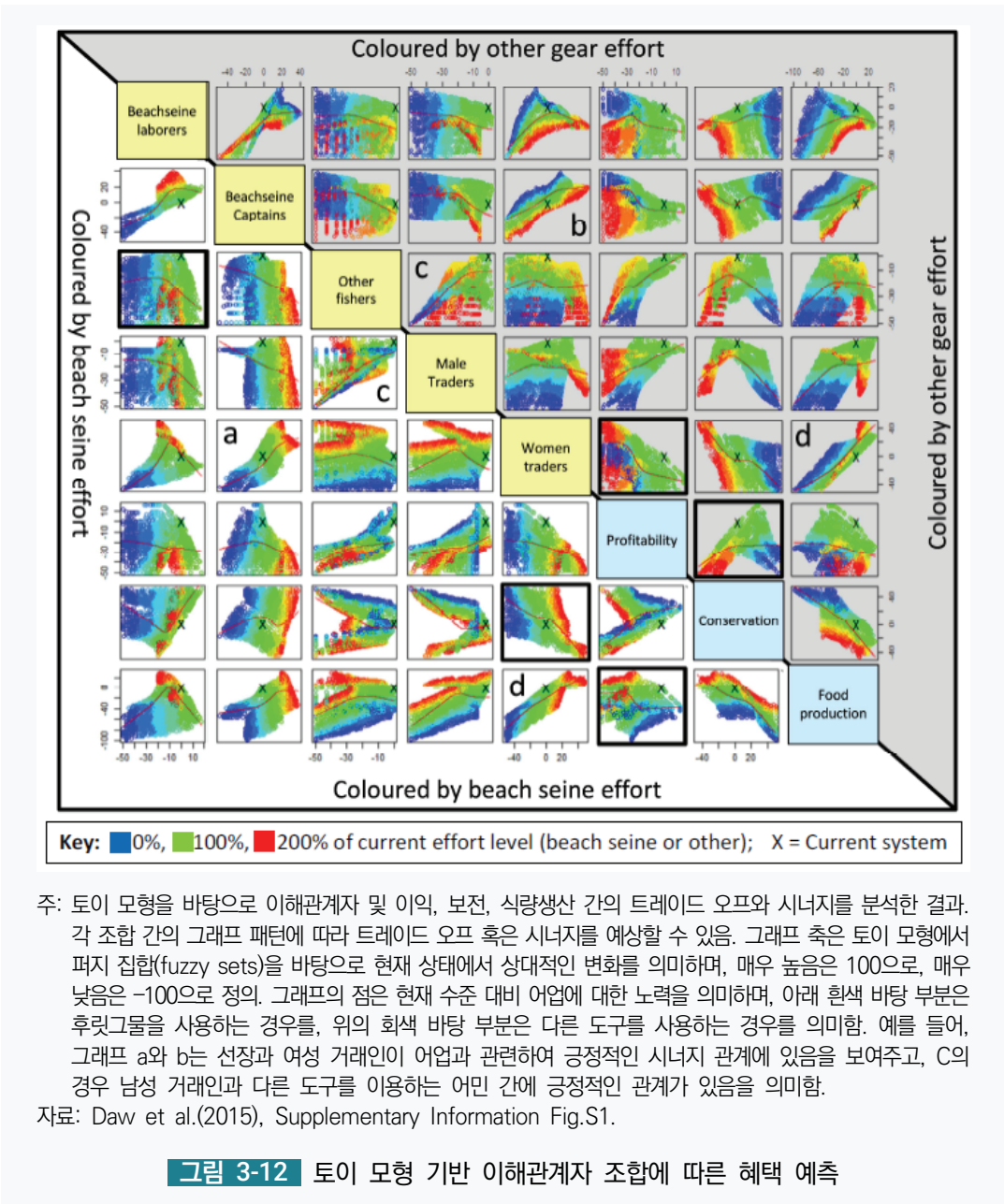


Daw 등의 연구에서는 사회 및 생태계 요소들을 종합한 토이 모형(toy model)을 개발했다. 토이 모형은 시스템 거동을 정확히 예측하기보다, 이해관계자가 직접 참여하여 시스템 거동을 학습하고 상황을 설명하며 시나리오에 따라 어떤 결과가 도출되는지 조작해 볼 수 있는 유용한 기능을 제공한다. 토이 모형을 활용하여 이해관계자 참여활동을 진행하고 이를 관찰하여 후속 인터뷰를 진행함으로써 이해관계자 조합에 따른 예측을 분석했다. <그림 3-11>은 토이 모형을 바탕으로 시나리오에 따른 이해관계자 혜택과 손실을 질적으로 평가한 결과이다. 해당 지역의 어업을 둘러싼 이해관계자는 불법 후릿그물(seine net)을 이용하는 선장, 후릿

그물을 끄는 일꾼, 다른 도구를 이용하는 어민, 큰 어류를 취급하는 남성 거래인, 작은 어류를 취급하는 여성 거래인으로 구성했다. 시나리오에 따라 각 이해관계자 집단이 겪게 될 혜택과 손실이 확연히 달라짐을 알 수 있다.

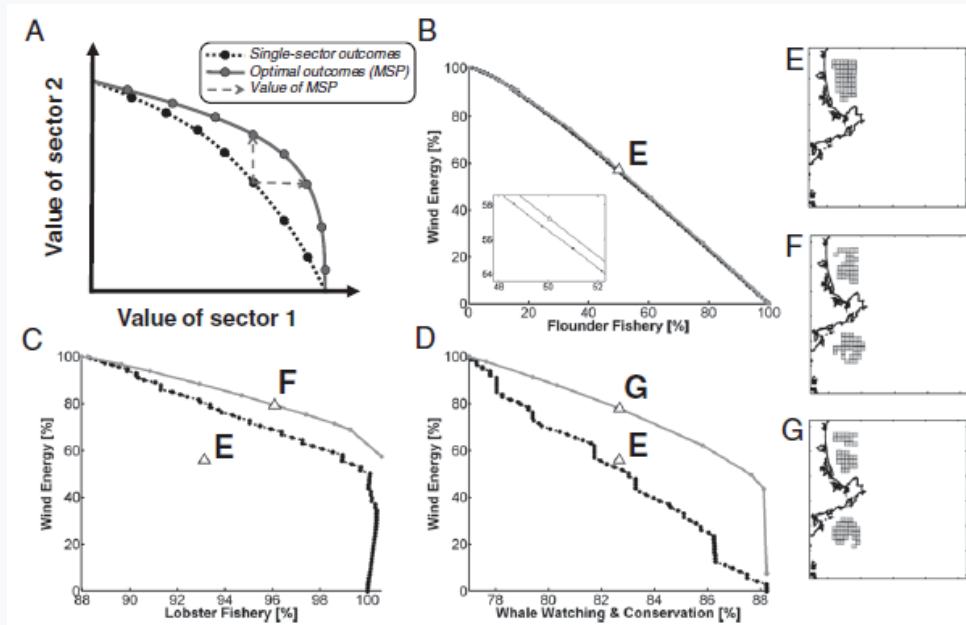


Daw 등은 토이 모형을 바탕으로 이해관계자 및 이익, 보전, 식량생산 간의 조합에 따른 트레이드 오프와 시너지를 분석했다(그림 3-12 참조).



### 5) 토지이용 의사결정을 위한 생태계서비스 기반 트레이드 오프 분석

White, Halpern, and Kappel은 해양공간계획(Marine spatial planning)을 통해 해상풍력 개발과 다른 생태계서비스 간의 트레이드 오프를 분석함으로써 최적의 풍력발전단지 설계를 위한 입지를 제시했다(White, Halpern, and Kappel, 2012). 이 연구에서는 메사추세츠만(Massachusetts Bay)을 대상으로 분석했는데, 풍력발전단지 입지에 대한 시나리오를 설정하고 해당 시나리오에 따른 각 생태계서비스 가치를 산정했다. 개발 시나리오에 따른 가치 산정 과정에서 단일 생태계서비스 가치를 산정하는 것에서부터 여러 생태계서비스를 동시에 고려하는 방식으로 분석 범위를 넓혔다. <그림 3-13>은 입지 시나리오를 기반으로 하는 풍력에너지의 단일 생태계서비스 트레이드 오프에 대한 효율적 경계선(Efficiency frontier)을 분석한 결과이다.



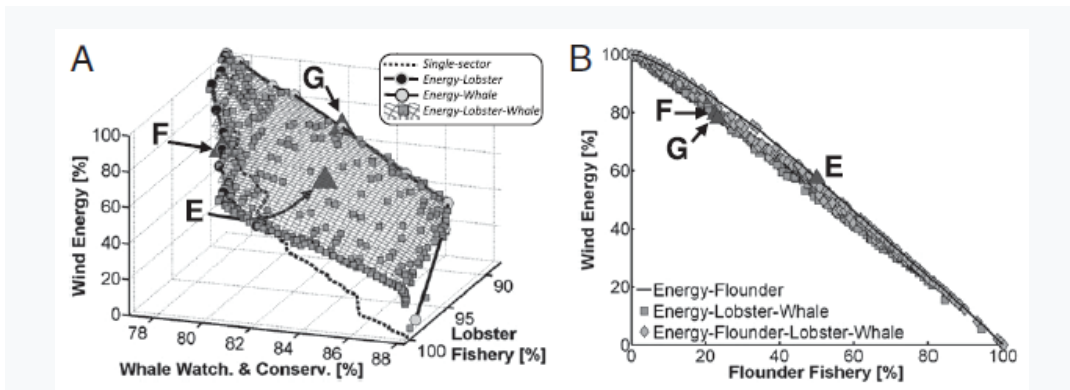
주: B, C, D는 각각 풍력에너지와 참가자미 어업, 바닷가재 어업, 고래 관광 간의 트레이드 오프 분석이며, 검은 선은 A에 표시되어 있듯이 트레이드 오프를 고려하지 않은 각 서비스의 단일 가치를, 회색 선은 두 서비스를 동시에 고려한 경우의 효율적 경계선을 의미함. E, F, G는 서로 다른 풍력발전단지 설계 시나리오를 의미함.

자료: White, Halpern, and Kappel(2012), p.4698.

**그림 3-13** 풍력에너지와 단일 생태계서비스 간의 트레이드 오프 분석

최종 의사결정을 하기 위해서는 가급적 다양한 생태계서비스의 트레이드 오프를 종합적으로 고려할 필요가 있다. White, Halpern, and Kappel은 풍력에너지와 단일 생태계서비스 트레이드 오프 분석을 확장하여 2개의 생태계서비스, 3개의 생태계서비스의 트레이드 오프를 종합적으로 고려하는 분석 결과를 제시했다(그림 3-14 참조). <그림 3-14>의 A와 같이 풍력 에너지에 대해 바닷가재 어업과 고래 관광을 동시에 고려할 경우 효율적 경계선이 경계면으로

나타난다. 정책 의사결정 과정에서는 효율적 경계면으로 도출된 내용을 바탕으로 시나리오와 비교하여 생태계서비스 수준을 검토해 볼 필요가 있다. 즉, 효율적 경계면에 속하는 최적화된 조합은 트레이드 오프 분석에 포함되는 생태계서비스 수가 늘어날수록 더 다양하게 나타날 수 있다. <그림 3-14>의 A에서 풍력에너지에 대해 두 서비스의 조합을 분석할 경우 결괏값이 3차원으로 나타나고 분석에 포함하는 서비스 수가 늘어날수록 차원이 더 높아진다. 효율적 경계면에 속하는 다양한 조합 중 어떤 조합을 선택할지는 정책 의사결정의 문제이다. 분석 결과를 바탕으로 생태계서비스와 관련한 이해관계자의 논의가 필요할 것이다.

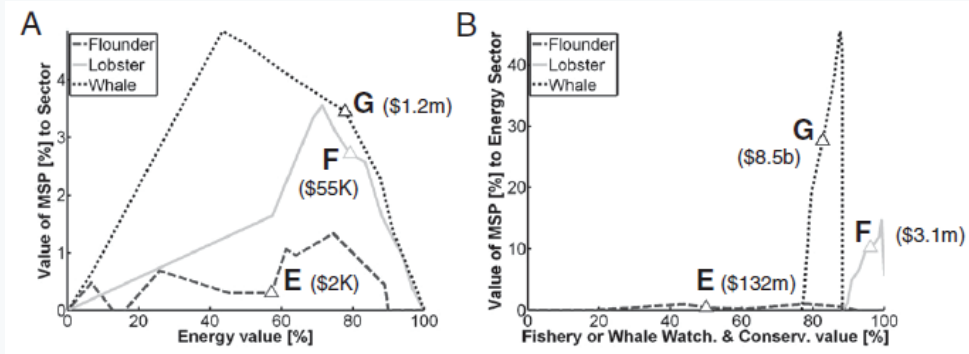


주: A는 풍력에너지와 고래 관광, 바닷가재 어업 간의 트레이드 오프 분석이며, 형성된 면은 이들에 대한 효율적 경계선(eficiency frontier)을 의미함. 풍력에너지와 3개 이상의 생태계서비스를 포함하는 4차원 이상 트레이드 오프 분석의 경우 그래프상에 표현하기가 쉽지 않으므로, B는 2 부문, 3 부문, 4부문 트레이드 오프 분석 결과를 결합한 풍력에너지와 참가자미(flounder) 어업 간의 효율적 경계선을 나타냄. 두 그래프에 표시된 E, F, G는 <그림 3-13>에 제시한 3가지 시나리오를 의미함. 풍력에너지는 에너지 개발 수준을 나타내며, 생태계서비스 축의 값은 트레이드 오프에 따라 영향을 받는 수준을 나타냄. 예를 들어, 영향이 없는 경우 100%이고 10% 영향을 받는 경우 90%로 표현함.

자료: White, Halpern, and Kappel(2012), p.4699.

**그림 3-14** 풍력에너지와 다중 생태계서비스 간의 트레이드 오프 분석

해양공간계획(Marine spatial planning)은 기존의 단일 부문 계획에 비해 다양한 부문의 영향을 종합적으로 고려하여 최적의 공간계획을 도출한다는 장점을 지닌다. 따라서 <그림 3-13>과 같이 해양공간계획을 통해 각 부문의 가치를 향상시킬 수 있다. White, Halpern, and Kappel은 해양공간계획에 따른 생태계서비스 트레이드 오프 분석을 바탕으로 부문별 가치 상승 정도를 정량적으로 산정했다(그림 3-15 참조). <그림 3-15>의 A는 에너지 개발 수준에 따라 해양공간계획으로 얻는 부문별 가치 상승을 나타낸다. 참가자미 어업, 바닷가재 어업, 고래 관광에서는 각각 최대 1.3%, 3.6%, 4.9%의 가치가 추가되는 것으로 드러났다. 화폐 가치로 볼 때 이는 각각 9,000달러, 7만 2,000달러, 160만 달러 수준이다. <그림 3-15>의 B는 각 생태계서비스 영향 수준에 따라 해양공간계획으로 얻는 에너지 부문의 가치 상승을 나타내며 최대 46%, 화폐가치로는 140억 달러 가치가 추가되는 것으로 나타났다. 다시 말해, 전통적인 단일 부문 계획보다 해양공간계획을 통해 어업이나 고래 관광 부문에서 100만 달러 이상의 손실을 방지하고, 에너지 부문에서는 100억 달러 이상의 가치를 얻을 수 있다.



주: A는 해양공간계획을 적용하는 경우 에너지 개발 수준에 따라 각 생태계서비스에 추가되는 가치의 비율을 나타내고, B는 해양공간계획을 바탕으로 각 생태계서비스 수준(트레이드 오프가 발생하여 영향을 받는 상황을 고려할 때 100은 영향 없음을 의미하며, 영향 수준에 따라 생태계서비스 수준은 낮아짐)에 따라 에너지 분야에 추가되는 가치를 나타냄.

자료: White, Halpern, and Kappel(2012), p.4700.

**그림 3-15** 해양공간계획에 따른 가치 증가 분석

## 2. 생태계서비스 상호작용 평가 방안

### 가. 평가 체계 고려사항

생태계서비스에 관해 그동안 많은 연구와 정책이 단일 생태계서비스의 가치 산정에 무게를 두었으나, 앞서 분석한 문헌을 통해 실제로 생태계서비스가 공급 입장에서나 수요 입장에서 상호작용하고 있음을 알 수 있다. 따라서 특정 생태계서비스를 이용하는 경우 다른 생태계서비스에 긍정적 혹은 부정적 영향을 준다고 볼 수 있다. 생태계서비스는 종류에 따라 다양한 이해관계자에게 혜택 또는 손실을 준다는 점에서 관리 정책에 따라 이해관계자의 희비가 엇갈리는 문제를 낳는다. 관리 정책을 마련할 때 생태계서비스 상호작용과 인과관계를 이해하고, 이해관계자의 혜택 또는 손실을 합리적인 수준에서 조정하는 과정이 필요한 이유이다.

생태계서비스의 상호작용을 이해하고 그로부터 발생하는 혜택과 손실에 대해 최적화된 정책 대안을 마련하기 위한 출발점이 본 연구에서 제시하고자 하는 평가 체계이다. 생태계서비스 상호작용을 고려하는 평가 체계는 과학적인 분석과 동시에 정책적 이해와 합의를 포괄하는 과정일 필요가 있다. 그러한 점을 고려할 때 다음의 세 가지 질문에 답하는 과정으로 평가 체계를 구성할 수 있을 것이다. ① 상호작용 관계인 생태계서비스는 무엇인가? ② 상호작용의 메커니즘은 무엇인가? ③ 최적화된 관리 대안은 무엇인가?

#### 1) 상호작용 관계인 생태계서비스는 무엇인가?

복잡한 생태계 메커니즘을 고려할 때, 현실적으로 복수의 생태계서비스가 상호작용 관계라는 점을 명확하게 밝히기는 어렵다. 다만 상호작용 가능성을 정량적으로 분석할 수 있을 뿐이다. 따라서 정량적 분석 결과라고 해도 불확실성을 내포한다는 사실을 항상 유념할 필요가 있다.

생태계서비스의 상호작용 관계를 정량적으로 파악하는 데는 통계분석이 유용하다. 생태계서비스의 상호작용에 대한 메커니즘 분석 전 단계로, 임의의 두 생태계서비스가 유사한 경향성을 나타내는지 상호작용 관계 가능성을 보여주기 때문이다. 두 집단 간의 인과관계 가능성을 판단할 수 있는 상관관계, 유사성을 판단할 수 있는 분산분석, 여러 집단으로 나타나는 다차원을 축소하여 경향성을 보여주는 주성분분석, 집단 간의 유사성을 판단하여 군집으로 분류하는 군집분석, 집단 간의 연계성을 분석하는 네트워크 분석 등 집단 간의 유사성과 차별성, 연계성을 비롯해 긍정적, 부정적 상관관계를 판별할 수 있다. 이러한 생태계서비스 간의 유사성과 차별성, 상관관계를 판별하는 과정을 확장하여 생태계서비스와 변화 요인(driver)의 상관관계, 생태계서비스와 사회경제적 변화 등의 상관관계 분석에도 주목할 필요가 있다. 예를 들어, 기후변화와 같은 변화 요인에 따라 특정 생태계서비스가 영향을 받는지, 또는 특정 생태계서비스의 변화가 사회경제적 활동에 영향을 미치는지 그 상관관계를 파악함으로써

작용 메커니즘을 이해하는 기초자료로 활용할 수 있기 때문이다.

생태계서비스는 그 정의에서도 알 수 있듯이 생태계가 공급하는 생·물리적 서비스만을 의미하지 않으며, 사회경제 활동에 이용하는 수요자 관점의 인식을 포함하는 개념이다. 따라서 생태적 관찰 자료의 통계적 분석뿐만 아니라 생태계서비스에 대한 수요자 관점의 인식을 바탕으로 하는 유사성과 차별성, 상관관계도 함께 분석해야 한다. 정책 대안을 마련할 때 생태적 관찰 자료의 분석 결과와 수요자 관점 인식에 대한 분석 결과를 종합적으로 비교·분석함으로써 상황에 필요한 정책 대안을 제시할 수 있기 때문이다.

## 2) 상호작용의 메커니즘은 무엇인가?

생태계서비스 간 혹은 생태계서비스가 변화 요인이나 기타 사회경제적 변수와 상호작용 할 가능성을 정량적으로 분석한다면, 그 결과를 바탕으로 상호작용 메커니즘을 규명하는 과정이 필요하다. 상호작용 메커니즘은 인과관계를 포함하여 생태계서비스가 주변 요소와 함께 작동하는 시스템 원리라고 할 수 있다. 메커니즘에 관한 모형은 생태계서비스 상호작용에 관한 통계분석 결과를 기초로 요소 간의 관계를 구성하고 기존 메커니즘 연구 분석 및 지역 전문가 등의 이해관계자 논의를 통해 개발할 수 있다. 메커니즘 분석은 항상 불확실성을 포함하므로, 현재 가지고 있는 지식을 종합하여 가능한 모형을 제시하고 새로운 지식을 학습함에 따라 모형을 수정하는 과정을 거친다.

모형을 통해 표현된 생태계서비스 간 혹은 생태계서비스와 주변 요소 간의 관계를 유형화함으로써 상호작용을 보다 이해하기 쉽게 단순화하고 적절한 관리 정책을 선택할 수 있다. 변화 요인과 직접적인 연관관계가 있는지, 만약 연관관계가 있다면 일부 생태계서비스에만 영향을 주는지, 여러 생태계서비스에 영향을 주는지에 따라, 또 긍정적 혹은 부정적 영향을 주는 관계인지에 따라 유형화가 가능하다. 한편, 다른 생태계서비스와 영향 관계가 어느 수준인지에 따라 유형화가 가능하다. 다른 생태계서비스와 영향 관계가 강할 경우 상호 긍정적 혹은 부정적 영향을 미칠 것이고, 관계가 약할 경우 거의 독립적 관계이거나 단방향적인 영향을 미치는 관계일 것이다.

상호작용 메커니즘을 규명하는 단계부터 사실상 시스템 모형이 완성된다. 기존 생태계서비스 의사결정 모형을 활용할 수도 있지만, 통계자료 분석과 대상 지역에 관한 정보를 충분히 반영하기 위해 새로운 모형을 구성할 필요가 있다. 인과순환지도(Causal loop diagram)와 같이 전체 시스템의 인과관계를 파악하기 위한 모형이나 시스템 요소별 상호작용을 직관적으로 보여주는 시스템 다이어그램도 활용할 수 있다. 모형의 일부 요소들에는 변수와 파라미터 값을 적용할 수 있지만, 정량적인 자료가 충분하지 않거나 정량적으로 표현하기 어려운 요소에 대해서는 개념모형상에서 논의할 수 있을 것이다.

### 3) 최적화된 관리 대안은 무엇인가?

생태계서비스 상호작용 모형을 통해 관리 대안을 마련하는 이유는 다양한 생태계서비스가 상호작용 하는 경우에 트레이드 오프가 발생할 수 있기 때문이다. 생태계서비스 이용에 따른 트레이드 오프가 발생할 경우 여타의 생태계서비스 공급에 큰 영향을 미칠 수 있고, 해당 생태계서비스를 활용하는 이해관계자의 혜택과 손실에도 직접적인 영향을 미친다. 따라서 특정 생태계서비스를 활용하는 경우, 그와 상호작용하는 생태계서비스와의 트레이드 오프 관계를 분석하고 모형화하여 여러 대안을 도출함으로써 정책 의사결정을 위한 다양한 선택지를 마련할 필요가 있다.

관리 대안을 마련하는 과정은 궁극적으로 누가 어느 정도로 혜택을 얻고 손실을 입는지, 상호작용 하는 생태계서비스의 상태가 어느 정도 긍정적으로 혹은 부정적으로 변화하는지 예측하는 데 초점을 맞추어야 한다. 이러한 이해관계자의 혜택과 손실, 또는 생태계서비스의 변화는 화폐단위를 기반으로 하는 경제적 관점이나 환경적 관점에서 고려할 수 있다. 특정 생태계서비스 이용 수준에 따라 여타의 생태계서비스 공급이 변화하는 수준을 화폐단위나 변화량 등으로 정량화하거나, 이해관계자 손실을 정량화할 수 있다. 개발한 모형을 바탕으로 시나리오를 설정하고 여러 상황에서 경제적으로 최적화된 한계점을 대안으로 제시할 수 있다. 정량적인 분석을 넘어 정성적인 정책 대안을 마련하기 위해서는 FESP와 같은 프레임을 활용함으로써 단계별로 적용할 수 있는 정책 대안을 정성적으로 제시하는 방향도 고려할 수 있다.

## 나. 평가 체계

생태계서비스 상호작용 평가 체계의 고려사항을 바탕으로 본 연구에서 제시하는 평가 체계의 핵심 단계는 크게 세 부분으로 구성된다(그림 3-16 참조). 먼저 생태계서비스의 상호작용 가능성과 여부를 판단하는 과정이 필요하다. 이는 평가 목적과 목표를 고려하여 관찰 및 측정 자료를 기반으로 어떤 생태계서비스나 변화 요인이 연관성을 지니는지 파악하는 기초 작업이다. 두 번째는 생태계서비스 상호작용의 메커니즘을 밝히는 과정이 필요하다. 이는 상호작용 가능성이 있는 생태계서비스를 대상으로 내외부 변화 요인과 어떤 인과관계가 있는지, 또 생태계서비스끼리 어떤 영향 관계가 있는지 규명하고 모형화하는 과정이다. 마지막으로 연관관계가 있는 생태계서비스 모형을 바탕으로 정책 시나리오에 따른 영향을 예측하고 적절한 정책 대안을 도출하는 과정이 필요하다. 이는 시나리오에 따른 생태계서비스 상호작용 및 변화와 영향을 예측하고 가능한 정책 대안을 도출함으로써 최종 의사결정을 위한 자료를 마련하는 과정이다.

세 가지 핵심 단계를 포함한 구체적인 평가 체계는 <표 3-3>과 같다. 평가를 위해 가장 먼저 고려해야 할 사항은 생태계서비스 평가의 목적을 명확하게 정의하고 목표를 설정하는

것이다. 예를 들어, 공공의 이익을 위해 토지이용을 최적화하는 것이 목적인 평가 체계는 생태계서비스의 다양한 측면을 보전하는 방향으로 관리 대안을 마련할 것이다. 특정 이해관계자 집단의 생태계서비스 이익을 최적화하는 것이 목적인 평가 체계는 해당 이해관계자 집단별로 우선순위를 고려하는 절차와 방법을 활용할 것이다. 따라서 생태계서비스 평가의 목적을 명확히 정의하고, 그에 따라 평가 목표를 수립함으로써 평가에서 도출하고자 하는 결과를 제공할 수 있다. 그리고 목적과 목표를 설정할 때 추가로 고려할 사항은 지역, 국가, 전 지구적 차원의 핵심 의제와 연관성이 얼마나 있는냐는 것이다. 현재 생태계서비스와 연관하여 가장 보편적이면서도 모든 규모에 적용되는 의제는 지속가능성과 생물다양성이다. 이러한 보편적 의제뿐만 아니라 각 국가나 지역 차원에서 중요하게 여기는 의제를 연계하여 고려해야 할 것이다. 즉, 생태계서비스 상호작용 평가의 목적과 목표 설정에 이러한 보편적인 의제 관점을 고려할 필요가 있다.<sup>4)</sup>

평가 목적을 정의하고 목표를 설정한 후에는 생태계서비스 상호작용 가능성과 여부를 판단하는 과정이 필요하다. 이 과정은 증거 기반의 과학적 분석을 통해 특정 생태계서비스가 여타의 생태계서비스 혹은 변화 요인과 유의미한 관계를 갖는지 파악하는 데 초점을 둔다. 따라서 평가 목적과 관련된 생태계서비스뿐만 아니라 연관 가능성이 있는 생태계서비스 목록이나 변화 요인을 최대한 발굴하는 과정이 필요하다. 목록 발굴 과정에서 기존 문헌분석뿐만 아니라 공급자인 생·물리적 측면의 생태계서비스 상호작용의 경우 관련 전문가 자문이 유용할 것이다. 한편, 수요자인 이해관계자 인식 측면의 생태계서비스 상호작용의 경우 이해관계자 인터뷰, 설문조사 등을 기반으로 하는 분석 결과를 활용할 수 있다. 생태계서비스가 지역의 특성을 반영한다는 점에서 공급 및 수요 양 측면에 대한 지역 전문가의 지식도 적극 반영할 가치가 있다.

연관 가능한 생태계서비스 및 변화 요인 목록을 마련한 뒤에는 이들의 관계를 분석한다. 흔히 통계적 분석 방법을 활용한다. <표 3-1>에 제시한 바와 같이, 분석 목적과 자료의 특성에 따라 통계적 방법을 활용하여 공급 및 수요 측면에서 생태계서비스 상호작용 및 인과관계 가능성을 분석한다. 생태계서비스 간의 연관성을 파악하기 위해 측정 자료를 활용한 상관 계수나 분산분석 등을 활용할 수 있다. 자료 간의 유사성을 바탕으로 하는 군집분석이나 수요자 인식 기반의 네트워크 분석 등을 통해 전반적으로 나타나는 패턴이나 특성을 분류할 수도 있다. 또한 회귀분석 등의 통계적 방법을 활용하여 변화 요인과 생태계서비스 간의 인과관계 가능성을 파악할 수 있다. 통계적 분석은 동시에 발생하고 연관관계 가능성을 지닌 여러 생태계서비스 및 변화 요인의 묶음(bundle)에 대한 정보를 제공한다는 점에 의의가 있다.

4) 지속가능성 혹은 생물다양성 의제 관점의 생태계서비스 상호작용에 대한 기존 연구는 Cavender-Bares et al.(2015), Anderson et al.(2009), Fastré et al.(2020) 참조.

통계적 방법을 이용한 분석 결과는 특정 생태계서비스와 여타의 생태계서비스 간의 연관성, 유사성, 트레이드 오프 등의 가능성을 추정하는 데 필요한 기초자료를 제공하지만, 그 결과가 반드시 인과관계를 보장하는 것은 아님에 유의해야 한다. 따라서 분석 결과를 기초자료로 활용하되 다음 단계로 인과관계에 대한 논리를 정립할 필요가 있다. 즉, 상호작용 메커니즘을 규명하는 과정이 필요하다. 이 과정은 생태계서비스 및 변화 요인 등의 관계에 대한 기초자료를 바탕으로 인과관계를 정립하고 모형을 개발하는 데 초점을 둔다. 모형은 ‘현실을 단순화한 모습’으로, 생태계서비스 주제에 적용하자면 생태계서비스를 둘러싼 복잡한 상호작용을 이해 가능한 인과관계로 단순화한 체계라고 할 수 있다.

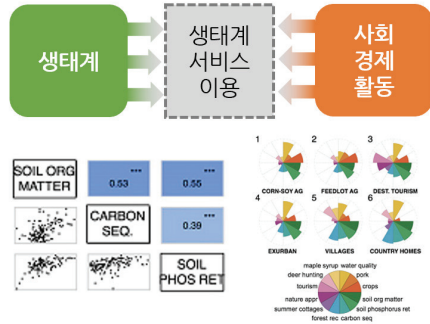
생태계와 사회경제계를 포괄하는 생태계서비스 메커니즘을 파악하는 데 기존 프레임을 활용할 수도 있다. Rounsevell, Dawson, and Harrison이 제시한 FESP는 평가 대상 시스템의 변화 요인과 상호작용하는 생태계서비스, 그리고 사회경제적 대응에 대한 전반적인 체계를 정립할 수 있는 틀이다(그림 3-2 참조). 즉, 논리적으로 어떤 요소가 원인으로 작용하고 생태계 서비스에 공급 및 수요 측면에서 어떤 변화가 일어나며 그 결과로 서비스 제공에 어떤 영향을 미치는지, 또 그러한 영향에 대한 대응이 어떻게 진행되는지를 구성하고 보여준다. 이러한 틀을 활용하여 평가 대상 시스템을 논리적으로 구성하면 생태계서비스를 둘러싼 영향 관계가 몇 가지 유형으로 구분되는데, Bennett, Peterson, and Gordon이 정의한 방법과 같이 생태계서비스 상호작용의 정도나 변화 요인의 영향 정도 등과 같이 특정 기준에 따라 유형화할 수 있다(그림 3-3 참조). 생태계서비스 영향 관계를 유형화하면 모형을 구성하는 데에도 도움이 되지만, 트레이드 오프와 같은 손실이 발생하는 원인을 명확히 밝히고 그에 맞는 정책 대안을 마련할 수 있다.

모형을 개발하는 과정에는 다양한 이해관계자의 참여가 필요하다. 다양한 생태계서비스와 변화 요인 등 모형을 구성하는 요소와 상호작용에 대한 지식을 총동원하는 과정이기 때문이다. 물론 평가의 목적과 목표, 그리고 평가 대상의 특성을 충분히 포괄한다면 기존에 개발한 모형을 활용하는 것도 효율적이다. 모형은 개념모형(conceptual model), 즉 요소들의 구성과 상호작용을 개념적으로 구성하는 과정을 거쳐, 자료가 있는 경우 관련 변수(variable)나 흐름에 대한 매개변수(parameter) 등을 수치화함으로써 수치모형(numerical model)으로 개발할 수 있다. 기존 문헌자료나 직접 관찰한 자료, 혹은 전문가 추정치 등을 활용하여 수치모형을 개발한다. 시스템모형 등의 개념모형은 전체적 인과관계를 정성적이고 직관적으로 파악할 수 있는 장점이 있고, 수치모형은 시간에 따른 변화양상을 시뮬레이션하여 보여줄 수 있다는 장점을 지닌다. 모형은 현실을 단순하게 파악할 수 있는 도구이지만, 핵심적인 요소와 상호작용을 갖추고 현실에 가까운 시뮬레이션 결과를 보여주어야 한다. 핵심 요소와 상호작용을 최대한 발굴하고 포함하기 위해서는 전문가뿐만 아니라 다양한 이해관계자의 지식을 최대한 활용할 필요가 있다.

생태계서비스를 둘러싼 메커니즘 분석을 통해 모형을 마련하면 이를 활용하여 트레이드 오프 혹은 시너지 분석함으로써 정책 대안을 마련하는 과정이 필요하다. 환경 현황과 이해관계자 수요 등을 고려한 사회경제적 시나리오나 관리 옵션을 모형에 대입하여 변화양상을 예측할 수 있다. 변화양상은 생태계서비스의 상호작용에 따라 시나리오별로 경제적인 측면에서 발생하는 이해관계자의 혜택과 손실을 추정할 수 있다. 그와 더불어 생태계서비스의 트레이드 오프 관계에서 최적화 지점을 찾는 생산가능곡선 분석도 가능하다. 앞서 살펴본 생태계서비스의 상호작용 연구 사례(그림 3-13 ~ 그림 3-15 참조)를 참고하거나, 생·물리적 한계와 다양한 이해관계자 가치를 종합적으로 고려하는 분석 체계를 제시한 연구 사례를 참고할 수 있다 (King et al., 2015).

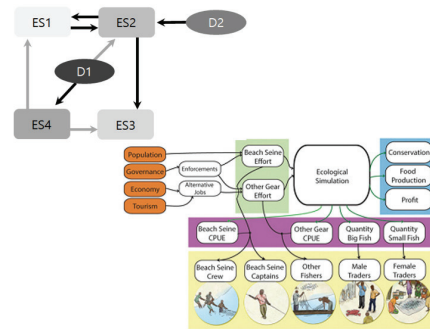
정책 대안을 마련하는 과정은 정책 의사결정을 위한 핵심 기초자료를 도출하는 데 초점을 둔다. 이는 단순히 과학적인 최적점을 제시하는 것이 아니라 현실적인 제약이나 정책 현황을 고려해야 함을 의미한다. 생태계서비스의 상호작용을 기반으로 하는 정책 의사결정에 지향점을 두는 만큼 생태계의 생·물리적 상호작용 관계 및 한계, 관련 이해관계자의 인식 및 의견, 가능한 정책 옵션, 사회경제적 시나리오, 핵심 의제 등을 종합적으로 고려한 최적점을 찾고 정책 대안을 제시할 필요가 있다. 이후에 진행되는 정책 의사결정 단계에서 이러한 상황을 일일이 적용하여 정책 대안을 판단하기에는 무리가 있기 때문이다.

### 1. 상호작용 가능성과 여부 판단 - 상호작용 관계인 생태계서비스는 무엇인가?



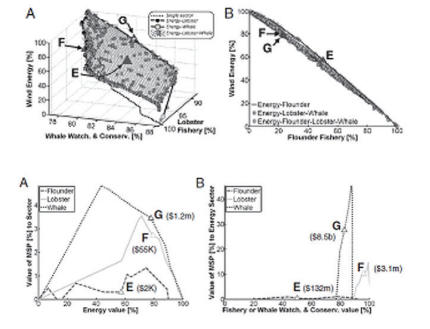
- 공급측면의 생태계서비스와 수요측면의 이해관계자 인식 관점에서 상호작용 연관성 분석
- 대상 지역 특성, 이해관계자, 관리목적 등을 고려한 생태계서비스 목록 발굴
- 변화 요인(driver)과의 연관성 분석
- 상관계수, 분산분석, 군집분석, 네트워크분석 등 통계적 방법 활용하여 유사성 분석 및 상호작용 가능성 파악

### 2. 상호작용 메커니즘 규명 - 연관된 생태계서비스가 어떤 인과관계를 갖는가?



- FESP 등의 틀을 이용하여 대상 시스템 요소들의 인과관계 정립
- 상호작용하는 생태계서비스와 변화 요인(driver) 간의 인과관계 유형화
- 상호작용 여부 판단을 위한 통계 분석결과와 함께 기존 이론 검토, 지역 전문가 포함 이해관계자 논의
- 해당 시스템의 생태계서비스 및 이해관계자 영향 등을 포함하는 모형 개발(개념 및 수치모형)

### 3. 정책대안의 도출 - 시나리오에 따라 예상되는 상호작용과 가능한 정책적 대안은?



- 시나리오를 설정하고 모형을 활용하여 특정 생태계서비스 활용에 따른 다른 생태계서비스 트레이드 오프 분석
- 생태계서비스 상호작용에 따른 이해관계자별 혜택과 손실(정량 및 정성) 분석
- 현실적 제약 및 정책 현황 등을 고려한 효율적 경계선 분석을 통해 정책적으로 실현 가능한 최적의 대안 도출

**그림 3-16** 생태계서비스 상호작용 평가 체계의 핵심 단계

**표 3-3** 생태계서비스 상호작용 평가 체계의 단계별 수행 업무와 방법

단계	수행 업무	수행 방법
목표 설정	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 목적 정의 및 목표 설정</li> <li>• 지역, 국가, 전 지구적 차원의 핵심 의제와의 연관성 고려</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 이해관계자 논의를 통한 평가 목적 정의 및 목표 설정</li> <li>• 지속가능성, 생물다양성 등 핵심 의제를 도출하고, 그러한 의제 관점에서 생태계서비스의 상호작용 평가 고려</li> </ul>
상호작용 가능성과 여부 판단	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 대상 지역의 특성과 이해관계자, 관리 목적 등을 고려한 생태계서비스 목록 발굴</li> <li>• 생·물리적 관점에서 생태계서비스 간 상관관계 분석</li> <li>• 생태계서비스 목록에 대한 이해관계자별 가치 인식 조사 및 인식 차이를 기반으로 하는 생태계서비스의 상호연관성 분석</li> <li>• 변화 요인과 생태계서비스 간의 연관성 분석</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 문헌분석, 전문가 자문뿐만 아니라 평가 목적을 고려하여 지역 주민을 포함한 이해관계자, 지역 전문가 등의 논의와 인터뷰 등을 통해 관련 생태계서비스 목록 발굴</li> <li>• 상관관계수, 분산분석, 군집분석, 네트워크 분석 등 통계적 방법을 활용하여 공급 및 수요 차원에서 생태계서비스의 상호작용 가능성 및 영향 관계 추정</li> <li>• 회귀분석 등 통계적 방법을 통해 변화 요인과 생태계서비스 간의 영향 관계 분석</li> </ul>
상호작용 메커니즘 규명	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 대상 시스템 요소들의 관계 파악</li> <li>• 생태계서비스 및 변화 요인 등의 연관관계 및 영향 관계를 중심으로 인과관계 유형화</li> <li>• 인과관계를 바탕으로 상호작용 모형 개발</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• FESP 등과 같은 틀을 이용하여 대상 시스템 요소들의 인과관계 정립</li> <li>• 통계분석 결과와 기존 이론, 전문가 의견, 지역 전통지식 등을 종합하여 다양한 변화 요인과 생태계서비스 간의 인과관계 파악</li> <li>• 생태계서비스 및 변화 요인의 영향 관계를 바탕으로 유형화</li> <li>• 이해관계자 참여를 통해 기존에 개발한 모형 수정 혹은 시스템 요소를 고려한 상호작용 모형 개발(개념모형 및 수치모형)</li> </ul>
정책 대안 도출	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 상호작용 모형을 바탕으로 관리 시나리오 구성</li> <li>• 시나리오에 따른 생태계서비스 트레이드 오프 및 시너지 분석</li> <li>• 생태계서비스의 상호작용에 따른 이해관계자의 경제적 및 사회문화적 혜택과 손실 분석</li> <li>• 최적의 선택을 위한 정책 대안 마련</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 모형을 바탕으로 이해관계자 논의를 통해 사회경제적 시나리오 개발</li> <li>• 시나리오를 모형에 대입하여 정량 및 정성적 시뮬레이션을 통해 생태계 트레이드 오프와 이해관계자별 혜택과 손실 분석</li> <li>• 현실적 제약이나 정책 현황 등을 고려한 효율적 경계선 분석을 통해 다양한 최적의 대안을 마련함으로써 정책 의사결정 자료 제공</li> </ul>

# 제4장

## 결론 및 제언

1. 결론
2. 결과 해석과 활용에 관한 제언

### 1. 결론

본 연구에서는 생태계서비스 자연 기여율 산정 방법을 마련하여 일부 공급서비스 품목에 대해 시범 산정하고, 생태계서비스 상호작용 평가 체계를 마련했다. 생태계서비스 평가라는 주제는 같지만 하나의 연구에서 두 가지 이슈를 다룬 셈이다. 그럼에도 불구하고 전체적인 맥락을 이해하면 결국 두 가지 이슈가 하나의 문제의식으로 수렴한다는 사실을 알 수 있다. 그동안 생태계서비스 연구는 개별 서비스 품목의 원단위 가치 추정에 중점을 두었다. 비록 생태계서비스를 '인간이 생태계로부터 얻는 혜택'으로 정의하지만, 원단위로 추정하는 가치는 서비스의 최종 산물에 대한 추정값이다. 즉, 생태계가 순수하게 제공하는 서비스를 대안적으로 추정할 수 있는 수단(proxy)으로 보는 것이 적절하다. 생태계서비스가 의미하는 바를 정확하게 전달하기 위해서는 최종 공급 생산물이 말단에서 지나는 경제적 가치 이상으로 자연의 메커니즘에 따라 제공되는 '프로세스'를 이해하고 그러한 프로세스의 가치를 추정하는 것이 바람직하다.

프로세스에 대한 접근은 두 가지 이슈를 포함하는 본 연구가 근본적으로 지향하는 바이다.<sup>5)</sup> 공급서비스의 경우 사회경제적 가치를 하나의 대안적 수단으로 활용하지만, 보다 앞선 단계를 고려하면 자연 기여와 인적 기여가 상호작용하여 생산한 서비스이다. 즉, 조절서비스나 지지 서비스 등 자연이 제공하는 기능이 없다면 공급서비스 역시 제공할 수 없다. 마치 폭포(cascade)처럼 연결된 프로세스로 이해하면 된다. 사회경제적 관점에서 자연은 광합성을 통한 식물의 성장에 필요한 태양에너지와 물을 공급하고 성장에 기본이 되는 토양을 제공하는

5) 시스템 관점에서 인간이 자연으로부터 얻는 혜택은 결국 생태계가 공급하는 서비스에서 도출하는 것이고, 그러한 서비스는 생태계 기능(ecosystem function), 즉 생태계 프로세스(ecosystem processes)를 통해 나타나며, 생태계 구조(ecosystem structure)로 그러한 기능을 표출한다. 시스템 관점의 생태계 서비스에 관한 논의는 La Notte et al.(2017)을 참조.

등 일련의 서비스를 무료로 제공한다. 그러한 이유로 자연이 기여하는 부분은 때때로 가치 산정에서 배제되는 경향을 보인다. 그러나 앞선 단계의 자연 기여와 인적 기여를 명확하게 이해하고 정책에 반영하기 위해서는 개념적인 이해를 넘어 정량적인 분석도 필요하다. 그런 의미에서 자연 기여율 산정 결과는 생태계서비스를 이해하는 데 새로운 정책적 관점을 제공할 수 있다. 한편, 특정 생태계서비스 혜택을 말단에서 이용하는 부분에만 관심을 두면, 그러한 이용에 따른 생태계 영향과 피드백이 궁극적으로 또 다른 생태계서비스 공급에 어떤 영향을 미치는지 이해하기 어렵다. 다양한 이해관계자 입장을 이해하고 지속가능한 생태계서비스를 공급하기 위해서는 모형을 통해 앞선 단계에서 발생하는 생태계서비스 상호작용을 이해하고, 사회경제적 이해관계를 조율하는 방향으로 정책을 수립해야 한다. 모형을 활용한 생태계서비스 상호작용 평가 체계에서도 보다 큰 그림을 볼 수 있도록 프로세스에 대한 접근이 필요한 이유이다.

생태계서비스의 자연 기여율 산정 부문(제2장)에서는 에머지 방법론을 활용하여 농산물, 임산물, 축산물, 수산물 일부 품목에 대한 자연 기여율을 산정했다. 산정 결과를 바탕으로 공급 서비스 분류별로 나타나는 특징을 분석했으며, 각 품목에서 에머지 항목별 기여 비율을 산정하여 생산에 결정적으로 기여하는 요소들을 분석했다. 그리고 그 결과를 기존 연구 결과와 비교·분석하고 의미를 해석했다. 생태계서비스 상호작용 평가 체계 부문(제3장)에서는 문헌 연구를 통해 생태계서비스 상호작용에 대한 개념을 정의하고 상호작용을 논리적으로 이해하기 위한 기존 틀과 유형화 방법 및 분석 방법을 검토했다. 또한 정책 의사결정과 관련한 생태계서비스의 상호작용 평가 연구 사례를 유형별로 분석했다. 이러한 검토와 분석을 바탕으로 생태계서비스 상호작용 평가 체계에 포함해야 할 핵심 단계를 정의하고, 단계별로 수행해야 할 업무와 방법을 제시함으로써 평가 체계를 마련했다.

본 연구에서는 자연 기여율 시범 산정과 더불어 평가 체계에 대한 개념적인 방안을 제시했으나, 이를 바탕으로 향후 부족한 통계자료를 보완함으로써 장기간 자연 기여율 자료를 구축하고, 실제 정책적 적용을 통해 상호작용 평가 체계를 정교화하는 과정이 필요하다.

## 2. 결과 해석과 활용에 관한 제언

자연 기여율 산정 결과를 해석하고 정책적으로 활용하는 데 주의를 기울일 필요가 있다. 자연 기여율은 그 정의대로 생태계서비스를 생산하는 데 자연이 기여하는 비율을 의미한다. 앞서 에머지 평가에서도 언급했듯이 생태계서비스를 생산하기 위해 자연으로부터 투입하는 물질이나 에너지는 재생가능한(renewable) 요소와 재생불가능한(nonrenewable) 요소로 구성된다. 태양에너지나 강수와 같은 투입 요소는 재생가능하여 지속가능하게 이용할 수

있지만, 토양이나 지하수와 같은 요소는 재생 속도가 매우 느려 사실상 이용할수록 고갈되는 지속가능하지 않은 자원이다. 따라서 높은 자연 기여율이 반드시 생태계서비스 공급의 지속 가능성을 보장하지는 않는다는 점에 유념할 필요가 있다. 재생불가능한 요소의 기여율이 높다면, 비록 자연 기여율이 높더라도 장기적인 관점에서 자원을 소모하고 있음을 의미하기 때문이다. 즉, 정책적 관점에서는 자연 기여율 값의 원인을 파악하는 것이 중요하다.

품목별 자연 기여율을 통합한 평균값을 주의 깊게 다루어야 한다. 농산물을 분류하는 방법은 여러 가지이나, 국제표준생태계서비스분류체계(CICES)의 분류(v.4.3)에서는 항목(Class)으로 분류되는 사항들이 식량작물(미곡, 맥류, 서류, 두류 등), 채소류, 과실류 등을 포괄하는 '경작 작물(Cultivated crops)'이나 육류, 우유, 달걀 등을 포괄하는 '가축과 그 생산품(Reared animals and their products)' 등으로 구성된다.<sup>6)</sup> 경작작물의 하위 분류인 식량작물, 채소류, 과실류 등으로 분류하더라도 식량작물에 포함되는 미곡, 맥류, 서류, 두류 등의 자연 기여율에는 여전히 큰 차이가 나타난다. 본 연구에서 산정한 2020년 기준 미곡, 맥류, 서류, 두류 등의 식량작물 자연 기여율은 최소 25.1%(논벼)에서 최대 85.9%(밀)의 분포를 보였다. 이들의 자연 기여율을 생산액이나 생산량 등을 기준으로 가중 평균하여 단일 자연 기여율 값으로 이해할 수도 있지만,<sup>7)</sup> 이러한 해석은 자칫 품목별로 크게 나타나는 자연 기여율 차이를 무시함으로써 정책 의사결정에 혼란을 초래할 수 있다.

관련 국가 통계자료를 세부 품목별로 구축했는데, 이는 품목별로 생산하는 과정에서 발생하는 차별성을 반영한 결과로 볼 수 있다. 그렇다면 세부 품목별로 구축한 통계자료를 상위 분류로 통합하는 것은 품목별 자연 기여율의 차이를 없애고 생산과정의 차별성도 무시하는 결과를 낳기 때문에 주의할 필요가 있다. 본 연구에서는 농산물, 임산물, 축산물에 대해 세부 품목별로 자연 기여율을 산정했는데, CICES 분류에서 제시한 항목, 예를 들어 농산물의 경우 경작작물에 대한 자연 기여율 값을 산정하는 방법에는 두 가지가 있다. 세부 품목의 자연 기여율을 산정하여 생산액이나 생산량 등을 기준으로 가중 평균을 하거나, 세부 품목으로 구축한 원자료(raw data)를 경작작물 단위로 통합하여 자연 기여율을 구하는 것이다. 그러나 어떤 방법을 사용하더라도 국내에서 생산하는 모든 경작작물에 대해 산정하지 않는 이상 결괏값이 편향될 수밖에 없으며, 품목별로 서로 다른 경작 방식과 다양한 자연 기여율을 반영할 수 없다. 따라서 대푯값을 제시하더라도 분류상에서 품목별로 나타나는 자연 기여율 분포를 함께 제시하거나, 대푯값을 구하는 데 포함된 세부 품목을 명확히 제시할 필요가 있다.

6) CICES, "Resources", 검색일: 2024.6.19.

7) 본 연구에서 자연 기여율을 산정한 농축산물 품목에 한하여 2020년 생산액 기준 자연 기여율의 가중 평균값은 식량작물 32.6%, 채소류 24.1%, 과실류 10.7~19.4%, 축산물 26.8%로 나타났다. 채소류는 노지재배와 시설재배를 모두 포함한 값이며, 과실류의 경우 일부 품목은 노지재배와 시설재배 생산액을 구분하지 않아 비율에 따라 가능한 값의 범위로 산정했다.

본 연구에서 산정한 자연 기여물 값을 기존 유럽위원회의 연구와 단순히 비교하기에는 무리가 있다(Vallecillo et al., 2019; Pérez-Soba et al., 2019). 먼저 유럽위원회가 연구에서 이용한 13가지 곡물은 본 연구에서 산정한 작물 품목과 대부분 다르다. 또한 해당 연구에서 이용한 에머지원단위(UEV) 자료를 검토해 보면 토양의 유기물만 산정하고 광물은 산정하지 않은 것으로 추정된다. 토양은 건중량 기준 5% 내외의 유기물을 포함하며 나머지는 광물(무기물)로 구성된다. 토양은 오랜 기간 지각의 풍화작용을 통해 생성되는데 경작 활동을 통해 표토가 손실된다. 광물의 풍화작용으로 생성된 표토는 작물을 지지하는 역할뿐만 아니라, 성장에 필요한 무기물을 공급하고 미기후를 조절하고 미생물 활동의 서식처 역할을 하는 등 경작에 필수불가결한 역할을 수행한다. 따라서 경작활동을 통해 손실되는 표토의 가치가 곧 자연 기여의 일부가 된다. 그럼에도 불구하고 2019년 유럽위원회가 수행한 연구의 경우 토양 광물을 포함하지 않았다는 점에서 평균 21%라는 자연 기여율이 과소 추정되었을 가능성이 있다. 본 연구에서 밭작물인 맥류, 서류, 두류 등이 기록한 60% 이상의 높은 자연 기여율에 가장 크게 기여한 항목이 토양 광물(무기물)이었다는 점을 상기할 필요가 있다.

지역별로 자연 기여율이 맵핑된 지도를 생산한다면 정책 의사결정에 유용한 자료로 활용할 수 있지만 이는 통계자료 구축 여부에 달려있다. 본 연구에서는 국가 전체를 대상으로 하는 통계자료를 활용하여 단위면적당 생산을 기준으로 자연 기여물 값을 산정했다. 즉, 국가 전체의 통계치 평균값을 활용했다. 이를 지역 단위 혹은 세부 픽셀 단위로 산정하기 위해서는 에머지 산정에 이용하는 통계를 지역 단위 혹은 세부 픽셀 단위로 구축해야 한다. 현재는 농산물 관련 통계를 국가 혹은 광역시도 단위로 구축하여 사실상 지역 단위나 세부 픽셀 단위로 산정하기는 불가능하다. 즉, 에머지 산정에 이용하는 일사량, 풍속, 강수량, 용수 이용량 등의 자연환경 통계나 품목별 이용 에너지, 재료, 기계, 서비스, 노동시간 등의 인적 기여 관련 통계를 구축한 단위가 곧 자연 기여물 산정 단위가 된다고 볼 수 있다.

본 연구에서 산정한 자연 기여율은 일반적인 품목 생산과정을 가정하여 자연 기여와 인적 기여 관련 항목의 통계자료를 바탕으로 추정한 결과이다. 현실적으로 기후가 변화하거나 예상과 다른 날씨 환경, 또는 농업 환경의 변화 등으로 인해 일반적인 생산과정에서 벗어나는 상황이 일어날 수도 있다. 그러나 그러한 상황까지 반영하기 위해서는 먼저 상황을 명확히 파악해야 한다. 어떤 요소가 생산과정에 부정적인 영향으로 작용했는지, 또 생산과정에 어떤 특이한 요소가 투입되었는지 등에 관한 정보를 명확하게 제공한다면 이를 모형화하고 에머지 산정에 적용할 수 있다. 에머지 산정 절차는 먼저 시스템에 대한 이해를 바탕으로, 시스템 내외부에서 발생하는 에너지와 물질 투입 경로와 상호작용 등을 모형화하고 기여 항목을 추출하여 에머지값을 산정하는 과정을 거친다. 따라서 영향이나 상호작용에 대한 경로와 관련 통계자료를 구축했다면 그러한 부분도 자연 기여물 산정에 반영할 수 있다.

본 연구에서 생태계서비스 상호작용 평가 체계의 핵심 단계를 세 가지로 제시했으나 실제 평가는 단계 간에 일련의 복합적 과정으로 이루어진다. 즉, 상호관계 검증, 인과관계 모형 구축, 최적화 분석 등을 순차적으로 수행할 수도 있으나, 인과관계 모형을 구축하는 과정에서 통계분석을 통해 상호관계 검증이 필요한 경우도 있고 최적화 분석 과정에서 인과관계 모형을 수정할 수도 있다. 본 연구에서 제시한 핵심 단계를 순차적인 단계보다는 종합적으로 필요한 단계로 보는 것이 적절하다. 특히 시스템에 대한 이해를 바탕으로 구축하는 모형은 많은 정보의 불확실성을 지니는데, 전체 과정에서 이해관계자의 참여와 논의를 바탕으로 지속적으로 불확실성을 줄이고 시스템에 대한 이해를 개선함으로써 모형을 수정하고 정교화하는 과정을 반복할 필요가 있다. 그 과정에서 생태계서비스의 상호작용에 따른 혜택과 손실에 관한 정보도 더욱 구체화되고 명확해질 것이다.

그동안 생태계서비스 연구와 정책 환경에서는 단일 생태계서비스에 대한 평가와 이해가 주를 이루었다. 생태계서비스의 근원이 되는 생태계 구조와 기능을 분석해 보면 많은 점에서 유사하거나 동일한 프로세스가 제공하는 여러 생태계서비스가 존재한다. 즉, 특정 생태계 프로세스에서 공동산물(co-product)로 나타나는 여러 생태계서비스에 대해 각 단일 생태계서비스의 최종 편익 화폐가치를 단순히 합하는 경우 중복산정으로 실제 총가치를 과추정할 위험이 있다. 따라서 생태계서비스의 인과관계와 프로세스 모형을 통해 트레이드 오프 관계를 분석하는 과정이 필수적이다. 본 연구에서 결과물로 도출한 자연 기여율 산정과 상호작용 평가 체계는 그 자체로도 정책적으로 활용할 수 있지만, 생태계서비스를 보다 확장하여 인식하는 데 필요한 도구로 활용할 수 있다. 생태계서비스의 말단에서 제공하는 편익의 가치 평가에서 인식을 확장하여, 그러한 혜택을 제공하는 생태계서비스와 그 원인이 되는 생태계의 구조 및 프로세스에 관한 전반적인 메커니즘과 기여를 이해함으로써 보다 정교한 정책을 설계할 수 있을 것이다. 생태계와 사회경제계 전체의 연결 고리를 이해하는 생태계서비스 평가에 대한 정책 실무자, 연구자, 생태계서비스 이해관계자의 인식을 꾸준히 개선할 필요가 있다.



# 참고문헌

## [국내문헌]

- 강대석(2021), “해양생태계서비스의 에머지 가치 평가”, 『한국해양환경·에너지학회지』, 24(3), pp. 119-129.
- 국립농업과학원(2009), 「농업환경변동조사사업」.
- 국토교통부(2016), 「수자원장기종합계획(2001-2020) 제3차 수정계획」.
- 기상청(2020), 「기상연보」.
- 농림축산식품부(2024), 「2023년 축산환경조사 보고서」.
- 농업과학기술원(2005), 「비점오염원 관리와 국토 보전을 위한 전국 토양 침식 위험성 평가」.
- 산업자원부, 에너지경제연구원(2021), 「에너지통계연보」.
- 수산업협동조합중앙회(2017~2021), 「어업경영조사보고」.
- 안소은 외(2014), 「생태계서비스 측정체계 기반구축(I): 하천생태계를 중심으로」, 한국환경정책·평가연구원, pp.66-68.
- 안소은 외(2023), 「환경·경제 통합분석을 위한 환경가치 종합연구」, 한국환경연구원, pp.185-186, p.189.
- 이영태 외(2024), “보성 농업지역에서의 장기간 플릭스 특성 분석”, 『대기(한국기상학회)』, 34(1), pp.69-81.
- 이종희 외(2023), “생물다양성 특성 분석을 통한 우리나라 주변 해양생태계 변화 연구”, 『한국수산해양기술학회』, 59(4), pp.315-327.
- 통계청(2021), 「2020년 축산물생산비통계」.

## [국외문헌]

- Anderson, B. J. et al.(2009), “Spatial Covariance between Biodiversity and Other Ecosystem Service Priorities”, *Journal of Applied Ecology*, 46(4), pp.888-896.

- Bastianoni, S. et al.(2001), "Sustainability Assessment of a Farm in the Chianti Area (Italy)", *Journal of Cleaner Production*, 9(4), pp.365-373.
- Bennett, E. M., G. D. Peterson, and L. J. Gordon(2009), "Understanding Relationships among Multiple Ecosystem Services", *Ecology Letters*, 12(12), pp.1394-1404.
- Brandt-Williams, S. L.(2002), *Folio #4: Emergy of Florida Agriculture, Handbook of Emergy Evaluation*, Center for Environmental Policy, University of Florida.
- Brown, M. T. and J. Arding(1991), *Transformities Working Paper*, Center for Wetlands, University of Florida.
- Brown, M. T. and S. Ulgiati(2016), "Emergy Assessment of Global Renewable Sources", *Ecological Modelling*, Vol.339, pp.148-156.
- Brown, M. T., G. Protano, and S. Ulgiati(2011), "Assessing Geobiosphere Work of Generating Global Reserves of Coal, Crude Oil, and Natural Gas", *Ecological Modelling*, 222(3), pp.879-887.
- Buranakarn, V.(1998), "Evaluation of Recycling and Reuse of Building Materials Using the Emergy Analysis Method", Ph.D.diss., University of Florida.
- Cavender-Bares, J. et al.(2015), "A Sustainability Framework for Assessing Trade-offs in Ecosystem Services", *Ecology and Society*, 20(1), p.17.
- Campbell, E. T. and M. T. Brown(2012), "Environmental Accounting of Natural Capital and Ecosystem Services for the US National Forest System", *Environment, Development and Sustainability*, 14(5), pp.691-724.
- Cohen, M. J., S. Sweeney, and M. T. Brown(2007), "Computing the Unit Emergy Value of Crustal Elements", In (eds) M. T. Brown, E. Bardi, D. Campbell, V. Comar, S.-H. Haung, T. Rydberg, D. Tilley and S. Ulgiati, *Emergy Synthesis 4: Theory and Applications of the Emergy Methodology*, Center for Environmental Policy, University of Florida.
- Cord, A. F. et al.(2017), "Towards Systematic Analyses of Ecosystem Service Trade-offs and Synergies: Main Concepts, Methods and the Road Ahead", *Ecosystem Services*, Vol.28, pp.264-272.
- Dade, M. C. et al.(2019), "Assessing Ecosystem Service Trade-offs and Synergies: The Need for a More Mechanistic Approach", *Ambio*, Vol.48, pp.1116-1128.
- Daw, T. M. et al.(2015), "Evaluating Taboo Trade-offs in Ecosystems Services and Human Well-being", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(22), pp.6949-6954.
- Fastré, C. et al.(2020), "Identifying Trade-offs between Biodiversity Conservation and Ecosystem Services Delivery for Land-use Decisions", *Scientific Reports*, 10: 7971.
- Gos, P. and S. Lavorel(2012), "Stakeholders' Expectations on Ecosystem Services Affect

- the Assessment of Ecosystem Services Hotspots and Their Congruence with Biodiversity”, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2), pp.93-106.
- Haase, D. et al.(2012), “Synergies, Trade-offs, and Losses of Ecosystem Services in Urban Regions: An Integrated Multiscale Framework Applied to the Leipzig-Halle Region, Germany”, *Ecology and Society*, 17(3), p.22.
- Hamann, M. et al.(2021), “Ecosystem Service Modelling”, In (eds) Biggs, R., A. de Vos, R. Preise, H. Clements, K. Maciejewski, and M. Schlüter, *The Routledge Handbook of Research Methods for Social-Ecological Systems*, London: Routledge.
- Hicks, C. C., N. A. J. Graham, and J. E. Cinner(2013), “Synergies and Tradeoffs in How Managers, Scientists, and Fishers Value Coral Reef Ecosystem Services”, *Global Environmental Change*, 23(6), pp.1444-1453.
- Howe, C. et al.(2014), “Creating Win-Wins from Trade-Offs? Ecosystem Services for Human Well-Being: A Meta-Analysis of Ecosystem Service Trade-Offs and Synergies in the Real World”, *Global Environmental Change*, Vol.28, pp.263-275.
- Kang, D.(2024), *Emergy Valuation Database for Korea*, unpublished manuscript.
- Kim, H. C. and Y. Lee(2007), “Heat Flow in the Republic of Korea”, *Journal of Geophysical Research*, Vol.112: B05413.
- King, E. et al.(2015), “Trade-Offs in Ecosystem Services and Varying Stakeholder Preferences: Evaluating Conflicts, Obstacles, and Opportunities”, *Ecology and Society*, 20(3), p.25.
- Lamarque, P. et al.(2014), “Plant Trait-Based Models Identify Direct and Indirect Effects of Climate Change on Bundles of Grassland Ecosystem Services”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), pp.13751-13756.
- La Notte, A. et al.(2017), “Ecosystem Services Classification: A Systems Ecology Perspective of the Cascade Framework”, *Ecological Indicators*, Vol.74, pp.392-402.
- Maes, J. et al.(2012), “Synergies and Trade-Offs between Ecosystem Service Supply, Biodiversity, and Habitat Conservation Status in Europe”, *Biological Conservation*, Vol.155, pp.1-12.
- Mouchet, M. A. et al.(2014), “An Interdisciplinary Methodological Guide for Quantifying Associations between Ecosystem Services”, *Global Environmental Change*, Vol.28, pp.298-308.
- Odum, H. T.(1996), *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*, New York: John Wiley & Sons, pp.7-8, pp.15-34, p.81.
- Odum, H. T.(2000), *Folio #2: Emergy of Global Processes, Handbook of Emergy*

- Evaluation*, Center for Environmental Policy, University of Florida.
- Odum, H. T., M. T. Brown, and S. Brandt-Williams(2000), *Folio #1: Introduction and Global Budget, Handbook of Energy Evaluation*, Center for Environmental Policy, University of Florida.
- Pérez-Soba, M. et al.(2015), *Agricultural Biomass as Provisioning Ecosystem Service: Quantification of Energy Flows*, Publication Office of the European Union.
- Pérez-Soba, M. et al.(2019), *The Energy Perspective: Natural and Anthropogenic Energy Flows in Agricultural Biomass Production*, Publication Office of the European Union.
- Petz, K. et al.(2014), "Mapping and Modelling Trade-Offs and Synergies between Grazing Intensity and Ecosystem Services in Rangelands Using Global-Scale Datasets and Models", *Global Environmental Change*, Vol.29, pp.223-234.
- Quintas-Soriano, C. et al.(2019), "Integrating Supply and Demand in Ecosystem Service Bundles Characterization Across Mediterranean Transformed Landscapes", *Landscape Ecology*, Vol.34, pp.1619-1633.
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson, and E. M. Bennett(2010), "Ecosystem Service Bundles for Analyzing Tradeoffs in Diverse Landscapes", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11), pp.5242-5247.
- Rounsevell, M. D. A., T. P. Dawson, and P. A. Harrison(2010), "A Conceptual Framework to Assess the Effects of Environmental Change on Ecosystem Services", *Biodiversity and Conservation*, Vol.19, pp.2823-2842.
- Smart, S. et al.(2010), *An Integrated Assessment of Countryside Survey Data to Investigate Ecosystem Services in Great Britain*, Countryside Survey Technical Report, No. 10/07, Lancaster, UK, NERC/Centre for Ecology & Hydrology, pp.230.
- Turkelboom, F. et al.(2015), "Ecosystem Services Trade-Offs and Synergies", In: Potschin, M. and K. Jax (eds): *OpenNESS Reference Book*, EC FP7 Grant Agreement no.308428.
- Vallecillo, S. et al.(2019), *Ecosystem Services Accounting. Part II-Pilot Accounts for Crop and Timber Provision, Global Climate Regulation and Flood Control*, Publication Office of the European Union.
- Viglizzo, E. F. and F. C. Frank(2006), "Land-Use Options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs Analysis Based on Ecosystem Service Provision", *Ecological Economics*, Vol.57, pp.140-151.
- White, C., B. S. Halpern, and C. V. Kappel(2012), "Ecosystem Service Tradeoff Analysis Reveals the Value of Marine Spatial Planning for Multiple Ocean Uses", *Proceedings*

*of the National Academy of Sciences*, 109(12), pp.4696-4701.

Willemen, L. et al.(2010), “Space for People, Plants, and Livestock? Quantifying Interactions among Multiple Landscape Functions in a Dutch Rural Region”, *Ecological Indicators*, 10(1), pp.62-73.

Yoo, S. et al.(2019), “A Critical Re-Assessment of the Primary Productivity of the Yellow Sea, East China Sea and Sea of Japan/East Sea Large Marine Ecosystems”, *Deep Sea Research Part II*, Vol.163, pp.6-15.

### [온라인 자료]

국가수자원정보종합관리시스템, <http://wamis.go.kr>, 검색일: 2024.6.24.

농사로, “농산물소득정보”, <https://nongsaro.go.kr/portal/ps/psb/psbf/frmprdIncomeInfoNew.ps?menuId=PS03617>, 검색일: 2024.6.25.

CICES, “Resources”, <https://cices.eu/resources>, 검색일: 2024.6.19.

IPBES, “Ecosystem Service”, <https://www.ipbes.net/glossary/ecosystem-service>, 검색일: 2024.5.30.

UN, “System of Environmental Economic Accounting”, <https://seea.un.org>, 검색일: 2024.5.14.



## 부록

### I. <표 2-1>의 각 에머지 산정 항목에 대한 계산식



# I. <표 2-1>의 각 에머지 산정 항목에 대한 계산식

## 1. 태양에너지

일사량(insolation) =  $5.20E09J/m^2/yr$  ; 2020년 전국 평균 (기상청, 2020)

반사율(albedo) = 0.18 (이영태 외, 2024)

면적(area) =  $1,000m^2$

태양에너지 = 일사량 $\times(1-반사율)\times면적 = 4.26E12J/yr$

## 2. 바람

평균 풍속(Average wind speed) =  $2.0m/s$  ; 2020년 전국 평균 (기상청, 2020)

지균풍속(Geostrophic wind) =  $2\times$ 평균 지면풍속 =  $4.0m/s$

바람에너지 =  $1.23kg/m^3\times 0.001\times(지균풍속)^3\times 31,536,000s/yr\times면적 = 2.48E09J/yr$

## 3. 지열

열흐름(heat flow) =  $60mW/m^2$  (Kim and Lee, 2007)

카르노 효율(Carnot efficiency) = 9.5% (Brown and Ulgiati, 2016)

지열 = 면적 $\times$ 열흐름 $\times 0.001W/mW\times 31,536,000s/yr\times$ 카르노 효율 =  $1.80E08J/yr$

## 4. 강수, 증발산

강수량 =  $1.63m/yr$  ; 2020년 전국 평균 (기상청, 2020)

증발산률(evapotranspiration ratio) = 0.43 (국토교통부, 2016)

증발산 = 면적 $\times$ 강수량 $\times$ 증발산률 $\times 1,000kg/m^3\times 4,940J/kg = 3.46E09J/yr$

## 5. 용수

연간 이용량 =  $601.1m^3/10a/yr$  ; 논용수 단위면적당 평균 이용량(국가수자원정보종합관리시스템, wamis.go.kr)

용수 = 연간 이용량 $\times 1000kg/m^3\times 4,940J/kg = 2.97E09J/yr$

## 6. 표토유실(유기물)

침식률 =  $1.0MT/ha/yr$  (농업과학기술원, 2005)

유기물 함량 = 2.43% (국립농업과학원, 2009)

유기물 손실 = 면적 $\times$ 침식률 $\times$ 유기물 함량 $\times 1,000,000g/MT\times 5.4kcal/g\times 4,187J/kcal$   
=  $5.49E07J/yr$

7. 표토유실(광물)

$$\text{광물 손실} = \text{면적} \times \text{침식률} \times (1 - \text{유기물 함량}) = 9.76\text{E}04\text{g/yr}$$

8. 연료

$$\text{연간 이용량} = 8.5\text{L/yr} \text{ (농산물소득조사 통계<sup>8)</sup>)}$$

$$\text{경유 순발열량} = 35.2\text{MJ/L} \text{ (산업자원부, 에너지경제연구원, 2021)}$$

$$\text{연료} = \text{연간 이용량} \times 35,200,000\text{J/L} = 3.01\text{E}08\text{J/yr}$$

9. 전기

$$\text{연간 이용량} = 4.7\text{kWh/yr} \text{ (농산물소득조사 통계)}$$

$$\text{전기} = \text{연간 이용량} \times 9.6\text{MJ/kWh} = 4.48\text{E}07\text{J/yr}$$

10. 유기 비료

$$\text{유기 비료} = 2.18\text{E}05\text{g/yr} \text{ (농산물소득조사 통계 이용 추정)}$$

11. 규산질 비료

$$\text{규산질 비료} = 1.47\text{E}04\text{g/yr} \text{ (농산물소득조사 통계)}$$

12. 석회

$$\text{석회} = 1.26\text{E}03\text{g/yr} \text{ (농산물소득조사 통계)}$$

13. 화학 비료

질소(*nitrogen*)

$$\text{연간 질소 이용량} = 1.22\text{E}04\text{gN/yr} \text{ (농산물소득조사 통계)}$$

$$\text{질소 UEV} = 1.58\text{E}10\text{sej/gN} ; \text{UEV without services (Brandt-Williams, 2002)}$$

$$\text{질소 Emergy} = 1.93\text{E}14\text{sej/yr}$$

인(*phosphate*)

$$\text{연간 인 이용량} = 8.62\text{E}03\text{gP}_2\text{O}_5\text{/yr} = 3.76\text{E}03\text{gP/yr} \text{ (농산물소득조사 통계)}$$

$$\text{인 UEV} = 1.44\text{E}10\text{sej/gP} ; \text{UEV without services (Brandt-Williams, 2002)}$$

$$\text{인 Emergy} = 5.42\text{E}13\text{sej/yr}$$

칼리(*potash*)

$$\text{연간 칼리 이용량} = 8.60\text{E}03\text{gK}_2\text{O/yr} = 7.13\text{E}03\text{gK/yr} \text{ (농산물소득조사 통계)}$$

$$\text{칼리 UEV} = 2.92\text{E}09\text{sej/gK} ; \text{converted to 15.83 base (Odum, 1996)}$$

$$\text{칼리 Emergy} = 2.08\text{E}13\text{sej/yr}$$

8) 농사로, “농산물소득정보”, 검색일: 2024.6.25.

화학 비료 총이용량 =  $2.31E04g/yr$

화학 비료 에너지 =  $2.68E14sej/yr$

#### 14. 농약

농약 =  $2.20E02g/yr$  (농산물소득조사 통계)

#### 15. 기계류

기계류 =  $2.46E04W/yr$  ; 대농구 감가상각비 (농산물소득조사 통계)

#### 16. 시설

시설 =  $2.62E03W/yr$  ; 영농시설 감가상각비 (농산물소득조사 통계)

#### 17. 서비스

연간 서비스 비용 =  $2.60E05W/yr$  ; 감가상각비와 고용노동비 제외 (농산물소득조사 통계)

#### 18. 노동력

총 노동시간 =  $9.9hrs/yr$  (농산물소득조사 통계)

노동력 = 총 노동시간  $\times$   $104kcal/hr \times 4,187J/kcal = 4.31E06J/yr$



# Improving Ecosystem Service Evaluation Using the Ecological Contribution Concept and Socio-Ecological Models

Lee, Seungjun and Kang, Daeseok

## 1. Background of the research

The evaluation of ecosystem services has focused on estimating the unit values of individual service items. Although ecosystem services are defined as ‘the benefits humans derive from ecosystems,’ the unit value approximates the final product value as a proxy for assessing the services provided by ecosystems. To apply the meaning and value of ecosystem services to policy, it is necessary to understand the ‘ecological processes’ beyond the economic value of the final products. This study presents two proposed improvements for understanding and evaluating ecosystem services from a process-oriented perspective.

### 1.1 Quantification of ecological contribution

To determine the proportion of ecosystem service value that is purely contributed by nature, an analysis from the supply side is necessary. Unlike demand-based valuation methodologies, biophysical approaches estimate value from the supply side. Utilizing the emergy methodology, which assesses the total value of all inputs used to produce specific goods or services, this study developed a method for estimating the ecological contribution of ecosystem provisioning services, including agricultural, forestry, livestock, and fishery products. We also calculated ecological contribution of the products using Korea’s statistical data.

### 1.2 A framework for assessment of ecosystem service interactions

Ecosystem services generally involve a relationship where various types of services interact. To develop optimized policies in contexts where benefits and losses arise from these interactions, it is essential to analyze the interactions and simplify them into models for better understanding, and incorporate stakeholder participation throughout the process. Through a literature review, this study examined concepts related to ecosystem service interactions, typologies, statistical methods, and relevant models. By reviewing practical research cases that provide foundational data for policy decision-making, the study analyzed and synthesized the necessary elements for developing an assessment framework.

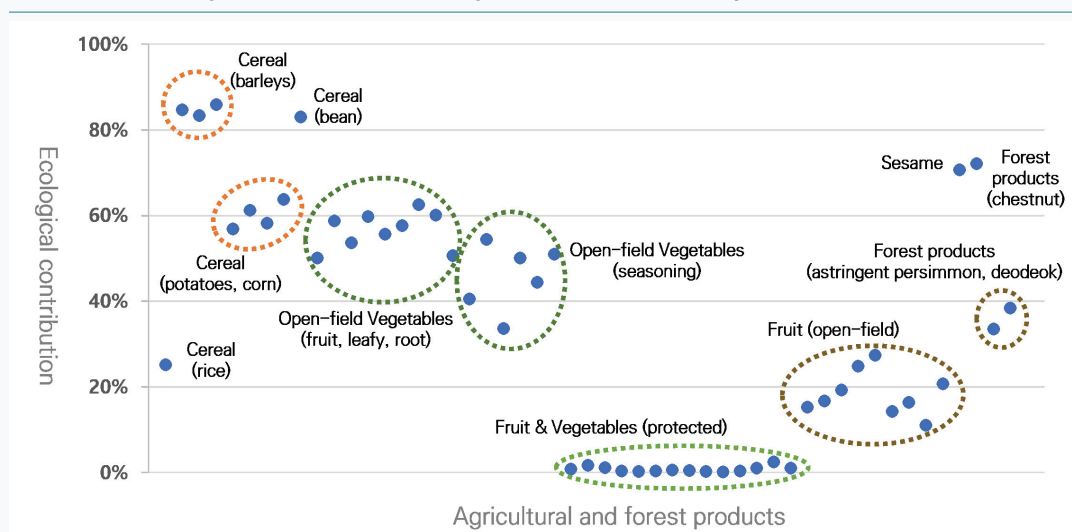
## 2. Ecological contribution of provisioning services

### 2.1 Ecological contribution of products

The ecological contribution of agricultural and forest products, estimated using the emergy methodology, varies by item but falls within specific ranges in each class type (see Figure 1). For example, rice grown in paddy fields exhibited an ecological contribution of 25.1% as of 2020. In contrast, the ecological contribution for crops cultivated in dry fields, such as barley, potatoes, and other grains, ranged from 56.8% to 85.9%. The relatively high ecological contribution of food crops, excluding rice, is attributed to soil. Soil, an ecological contribution item formed through the long-term weathering of rocks, plays a vital role in crop growth by providing not only nutrients but also support for crops, microclimate regulation, habitats for microorganisms, and water retention.

Field-grown vegetables exhibited ecological contributions ranging from 33.6% to 61.3% as of 2020, while field-grown fruits showed rates between 11.1% and 27.4%. In contrast, vegetables and fruits cultivated in facilities had low ecological contributions, ranging from 0.1% to 2.4%. This is generally because facility cultivation experiences less soil erosion compared to open-field practices, and the inputs of materials and energy in facility farming are relatively high. Forest products showed differences in ecological contributions by item, but soil was consistently the highest contributing factor. For livestock products, the main ecological contributions came from the soil and precipitation used in feed crop production. The average ecological contribution of beef, milk, and eggs, calculated as of 2020, was approximately 27%.

The ecological contribution of fishery products was estimated based on coastal fisheries, and as of 2020, it was determined to be 60%, using data on primary productivity and average trophic level in Korean waters. This rate is more than double the typical ecological contribution of less than 30% observed in marine aquaculture products.

**Figure 1** Ecological contribution of agricultural and forest products in 2020

## 2.2 Average values and comparisons with previous research

The production-weighted average ecological contribution for agricultural and livestock products was 32.6% for food crops, 24.1% for vegetables, and 26.8% for livestock as of 2020. The value for vegetables includes both field and facility cultivation. For fruits, while specific items do not have a clear distinction between field and facility cultivation in production statistics, it is estimated that the ecological contribution ranges from 10.7% to 19.4%. However, it is important to be cautious when integrating the detailed ecological contribution of specific items into an overall average for higher classifications, as this may obscure item-specific differences and the production processes.

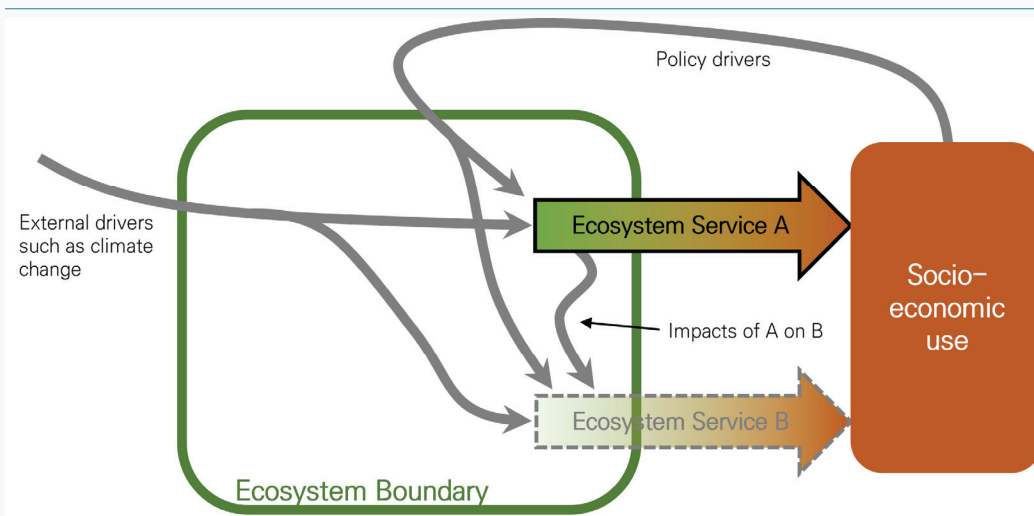
In the previous study by the European Commission that utilized the emergy methodology to estimate the ecological contribution for 13 crops, an average ecological contribution of 21% was reported (Vallecillo et al., 2019). However, it is inappropriate to make a direct comparison with the average value assessed in this study, which includes agricultural, forest, and livestock products. Furthermore, it is estimated that the European Commission's study only accounted for organic matter in the soil and excluded inorganic matter, which likely led to an underestimation of the ecological contribution.

### 3. Ecosystem service interaction assessment framework

#### 3.1 Concept, typology, and analytical methods

The interactions of ecosystem services are based on the premise that specific ecosystem services are utilized and include interactions arising from external drivers or between internal ecosystem services (see Figure 2). When the use of a particular ecosystem service affects the benefits of other ecosystem services, positive impacts are defined as 'synergies,' while negative impacts are referred to as 'trade-offs.' Statistical methods can be employed to analyze whether interactions among ecosystem services exist, and frameworks like DPSIR (Drivers-Pressure-State-Impact-Response) can be used to understand the various causal relationships surrounding ecosystem services. By categorizing the mechanisms of ecosystem service interactions and focusing on the factors that induce changes and their interactions with ecosystem services, the effectiveness of management can be enhanced. Based on the analysis of existing research cases, three key questions should be considered in establishing an interaction assessment framework: Which ecosystem services are in an interactive relationship? What are the mechanisms of these interactions? What are the optimal management alternatives?

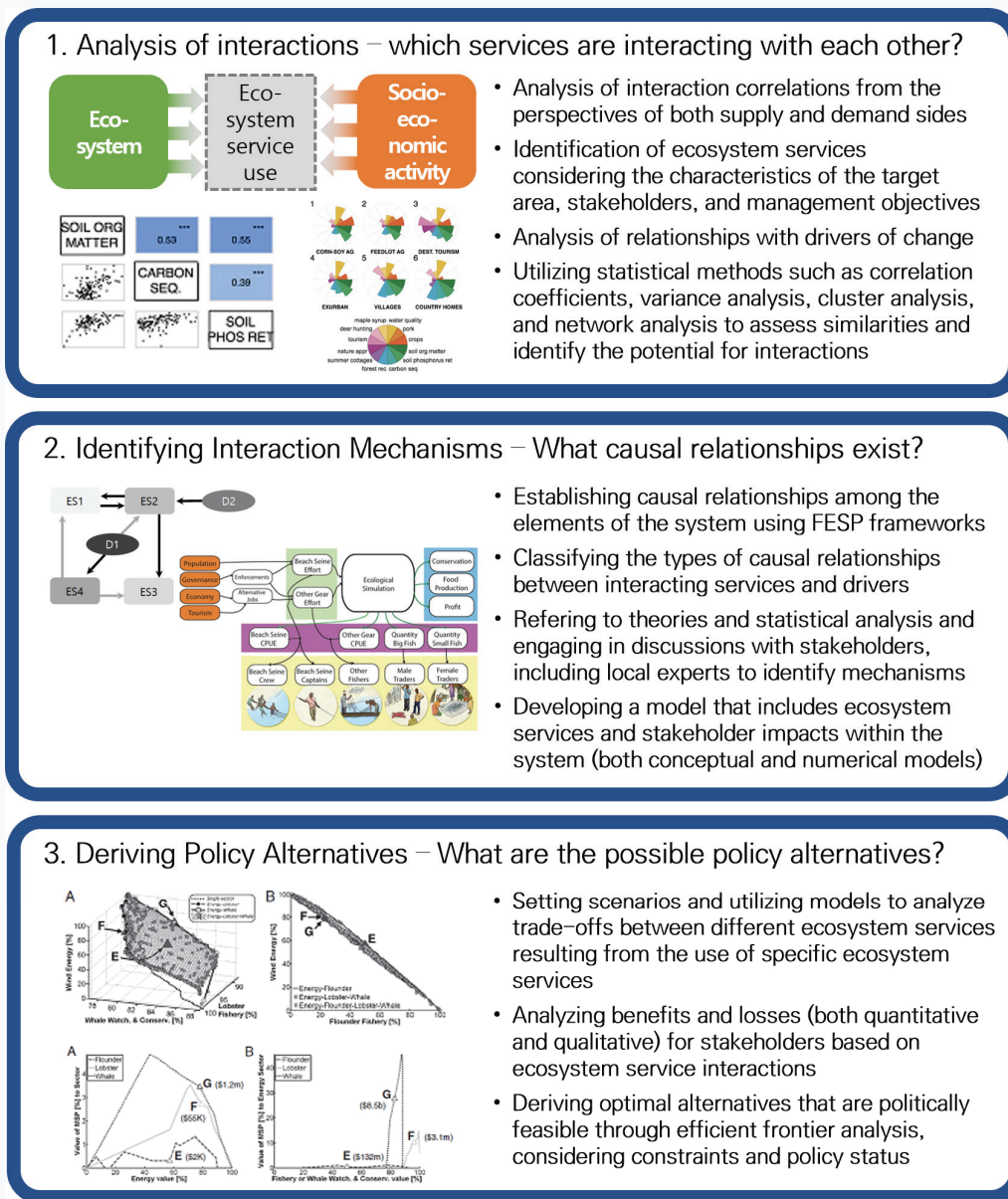
**Figure 2** The concept of ecosystem service interaction



### 3.2 A proposed assessment framework

The core of the ecosystem service interaction assessment framework proposed in this study is illustrated in Figure 3.

**Figure 3** A proposed framework for ecosystem service interaction assessment



## 4. Conclusion and suggestions for policy application

### 4.1 Conclusion

While socioeconomic value is used as a proxy in the assessment of provisioning services, these services result from the interaction between ecological and human contributions. From a socioeconomic perspective, the services provided by nature are often excluded from valuation because they are offered for free. For sustainable management policies, however, it is crucial to move beyond conceptual understanding to include quantitative assessments. In this regard, methods and results for estimating ecological contributions can provide new policy perspectives for understanding ecosystem services.

Focusing solely on the utilization of specific ecosystem services makes it challenging to comprehend how the ecological impacts and feedbacks from that utilization ultimately affect the supply of other ecosystem services. To consider the positions of various stakeholders and ensure sustainable ecosystem service provision, policies should be developed that account for the interactions of ecosystem services occurring in earlier stages and reconcile socioeconomic interests through modeling. In this sense, an assessment framework for ecosystem service interactions utilizing models will open pathways to understanding the processes involved and enable a broader perspective.

### 4.2 Suggestions for policy application

When using the average ecological contribution as a representative value by category, it is important to exercise caution to avoid interpretative errors. To map ecological contribution at local or detailed pixel levels, the statistics used for energy calculations need to be developed for these granular units. In special situations, such as climate change, relevant causal pathways and statistical data should be established to reflect these factors in the estimation of ecological contribution.

The interaction assessment framework consists of a series of complex processes across different stages. It is essential to continuously reduce uncertainties and enhance understanding of the system through stakeholder participation and discussion. This iterative process should involve refining and elaborating the models based on feedback and new insights.

**Keywords** Ecosystem Service, Ecological Contribution, Interaction, Ecosystem Model, Energy

## 저자약력

### 이승준(연구책임)

미국 University of Florida 환경공학 박사  
한국환경연구원 선임연구위원(현)  
leesj@kei.re.kr

#### 주요 연구실적

- 자연자원총량제의 실효성 강화를 위한 제도적 대안 (2020)
- 지속가능성 정책 지원을 위한 환경용량 평가 체계 및 활용 연구 (2020)

### 강대석

부경대학교 교수(현)  
dskang@pknu.ac.kr

※ 본 책자는 환경표지 인증을 받은 용지로 인쇄되었습니다.



## 자연 기여율 및 모형을 활용한 생태계서비스 평가 개선방안

**KEI** 한국환경연구원  
Korea Environment Institute

(30147) 세종특별자치시 시청대로 370 세종국책연구단지 B동(과학·인프라동)  
전화 044-415-7777 팩스 044-415-7799 www.kei.re.kr

