

**María Yetano Roche, Manfred Fischedick**

# **Climate Change and Industry**

Challenges and opportunities

**Originally published in Korean as:**

María Yetano Roche, Manfred Fischedick (2015):

기후 변화와 산업: 도전과 회

**Climate change and industry – Challenges and opportunities**

In: 녹색 정책저널 (Journal of Green Technology Policy), vol. 1, no. 1, pp. 11-43

ISSN 2383-8841, Green Technology Center

**María Yetano Roche <sup>a\*</sup>, Manfred Fishedick <sup>a</sup>**

# **Climate Change and Industry**

Challenges and opportunities

<sup>a</sup> Wuppertal Institute for Climate Environment and Energy, Döppersberg 19, 42103 Wuppertal, Germany

\* Corresponding author: María Yetano Roche, Wuppertal Institute for Climate Environment and Energy, Döppersberg 19, 42103 Wuppertal, Germany

**E-mail:** [maria.yetano@wupperinst.org](mailto:maria.yetano@wupperinst.org)

**Phone:** +49 202 2492-109

**Fax:** +49 202 2492-198

특별기고 2

## 기후 변화와 산업: 도전과 기회\*

### Climate Change and Industry: Challenges and Opportunities

마리아 예타노 로체 / 만프레드 피쉴딕

부퍼탈 기후·환경·에너지연구소

Maria Yetano Roche / Manfred Fischeidick

Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy

**초 록** 2010년도 전 세계 온실가스(이하 GHG) 배출량 중 30%는 산업 분야로 인한 것이며, 향후 시나리오에 따르면 에너지 집약적 소재에 대한 수요는 꾸준히 증가할 것으로 보인다. 본고는 국제 단체(IPCC, IEA, UNIDO, Global Energy Assessment)에서 최근 분석한 내용을 종합해, 현 상황에 대한 거시적 전망을 제시함으로써 산업 분야에서의 GHG 배출량을 감축하고자 한다. 이를 위해 전 세계는 물론, 필요한 경우에는 보안을 위해 특정 지역과 분야를 배경으로 한 사례연구를 시행한다. 본고는 실행 가능한 선택적 포트폴리오, 그에 따른 기술적·경제적 잠재력, 산업 분야에서의 정책 도구 활용 경험, 산업 분야에서의 완화가 다른 정책 목표들에 미칠 수 있는 상승 및 상쇄 효과, 개발도상국의 특정 관심사를 명시하고자 한다. 또한, 산업 분야에서 장기적으로 탈탄소화를 추진할 수 있는 방법을 제시한다.

**주제어** 기후변화, 온실가스, 탈탄소화 방법

**Abstract** The industry sector accounted for just over 30% of global GHG emissions in 2010 and scenarios envisage a continuing rise in demand for energy-intensive materials. This article sums up the most recent international analysis (IPCC, IEA, UNIDO, Global Energy Assessment) to give a broad view of the current prospects for reducing GHG emissions in industry. It does so from a global perspective, complementing where necessary where regional and sector-specific case studies. The article addresses the portfolio of options available, their technical and economic potentials, the experience in the use of policy instruments in industry, the synergies and tradeoffs that mitigation in the industry sector can have with other policy objectives, and the specific concerns of developing countries. Long-term decarbonisation pathways for the sector are also presented.

**Key words** Climate Change, GHG, Decarbonisation pathways

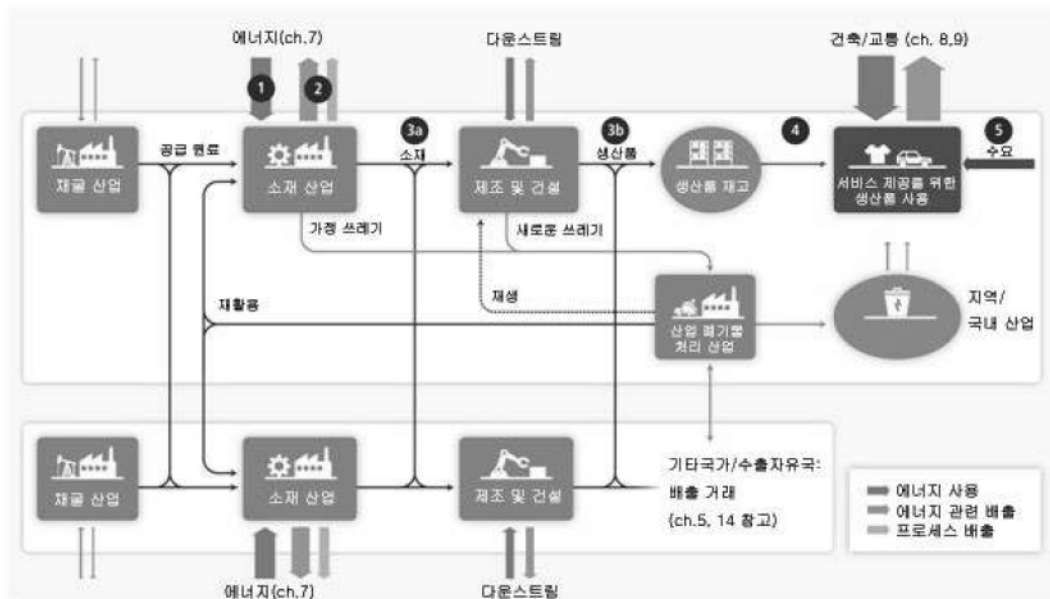
\* 본고는 “Climate Change and Industry: Challenges and Opportunities”를 국문으로 번역하여 게재한 것이며, 영문 원고는 GTC 홈페이지에서 열람 가능.

## I. 서론

2010년도 전 세계 온실가스(GHG, Green House Gas) 중 30%는 산업 분야에서 배출되었다(Fischedick et al., 2014). 주요 에너지 활용 분야(교통, 건설, 농업·산림 및 기타 토지이용)와 비교했을 때, 오늘날 산업은 GHG 배출량의 가장 큰 주범이라 할 수 있다. 산업 분야에서도 주요 에너지 집약적 물질 변환 분야(시멘트, 철강, 화학, 펄프 및 제지, 알루미늄)는 에너지 사용량 및 배출량에서 상위를 점하고 있다. 대다수의 시나리오는 2010년도 생산량을 고려할 때, 소재에 대한 수요가 2050년에는 45~60%까지 꾸준히 증가할 것으로 내다보고 있다.

산업적 생산 양상의 변화가 앞으로도 계속되면서, 보다 새로운 통합적 접근법이 계속해서 요구된다. 기후변화 완화를 추구하는 시각에서 이러한 변화는 두 가지 측면에서 생각해 볼 수 있다.

한편으로는 산업, 그리고 경제의 다른 분야들이 불가분의 관계에 놓여있다는 사실을 고려해야 한다. 이러한 관점에서, 원재료부터 최종 공급 서비스에 이르기까지, 산업 소재와 제품의 전반적인 공급 망을 통해 GHG 배출량 감소 방법을 강구할 수 있다. 그림 1에서 볼



**〈그림 1〉** 공급 망을 통한 산업 활동(거래된 배출량 포함)을 도식화한 것으로, IPCC 최신 평가보고서를 기준으로 삼았다. 산업 분야에서의 기후변화 완화 선택 안들은 원문자 숫자들로 표시했다. (1) 소재 재활용 증대를 비롯한 에너지 효율성 (2) 배출 효율성 (3a) 제조 분야에서의 소재 효율성 (3b) 생산물 설계에서의 소재 효율성 (4) 생산물-서비스 효율성 (5) 서비스 수요 감소(Fischedick et al., 2014).

수 있듯, 에너지 및 배출 효율성은 보다 큰 청사진의 일부에 불과하다. 제조 과정(예: 수량 손실 감소, 또는 오래된 소재를 재활용하기보다는 재사용), 생산품 설계(예: 생산품의 수명 연장, 또는 하향 소재 사용 설계)의 효율성은 산업 분야에서 점차 핵심적인 정책이 되고 있다. 나아가 그 밖의 다른 경제 분야에서 생산품을 보다 집약적으로 사용함으로써 산업 분야의 GHG 배출량을 줄일 수 있다(예: 교통의 경우, 카풀을 통해 1인당 자가용 수를 줄인다. 건축의 경우, 건축물 용도를 늘려 잠재적으로는 시멘트 수요량을 감소시키는 결과를 초래하게 한다). 끝으로, 시민의 행복을 훼손하지 않으면서 서비스 수요를 줄일 수도 있다.

다른 한편, 다양한 정책 목표들 간의 복합적인 상승효과를 명시해야 할 필요가 있다. 산업 에너지 효율성에 투자하는 것이 경제적으로도 현명하다는 주장은 이미 입증된 바 있다. 그리고 오늘날 많은 정책들은 투자자와 경제적 수익 사이를 가로막는 방해물을 없애는 것을 목표로 삼고 있다. 하지만 산업 분야에서의 GHG 감축이 보다 광범위한 경제에 잠재적으로 미치게 될 긍정적 효과는 아직까지 연구된 바 없다. 많은 국가의 경우, 자원 유지와 고용 창출에 대한 결정을 내리는 과정에서 산업을 매우 중요하게 고려한다. (박스 1에서는 이에 대한 개발도상국의 사례를 보다 자세히 보여주고 있다). 이러한 맥락에서 볼 때 지속 가능한 산업 생산은 생산성과 경쟁력이라는 이점, 더불어 공중보건 및 기타 정책 영역에 이점을 안겨준다.

앞서 제시한 관점 중 일부는 최근 국제 연구 단체(예: IPCC, IEA, UNIDO, Global Energy Assessment)에서 제시한 것이다. 본고는 이러한 견해들을 종합하여 현 상황에 대한 광범위한 시각을 제시하여, 산업 분야에서의 GHG 배출량을 줄이고자 한다. 이를 위해 전 세계는 물론, 필요할 경우 보안을 위해 지역, 그리고 특정 분야에서의 사례연구를 시행한다. 특히, 실행 가능한 선택적 포트폴리오, 그에 따른 기술적·경제적 잠재력, 산업 분야에서의 정책 도구 활용 경험, 산업 분야에서의 완화를 통해 다른 정책 목표들에 미칠 수 있는 협력 작용 및 상쇄효과, 개발도상국의 특정 관심사를 명시하고자 한다. 또한, 산업 분야에서 장기적으로 탈탄소화를 추진할 수 있는 방법을 제시한다. 끝으로, 간과할 수 없는 지식의 차이들은 고려하였다.

#### 〈박스 1〉 개발도상국에 미치는 영향

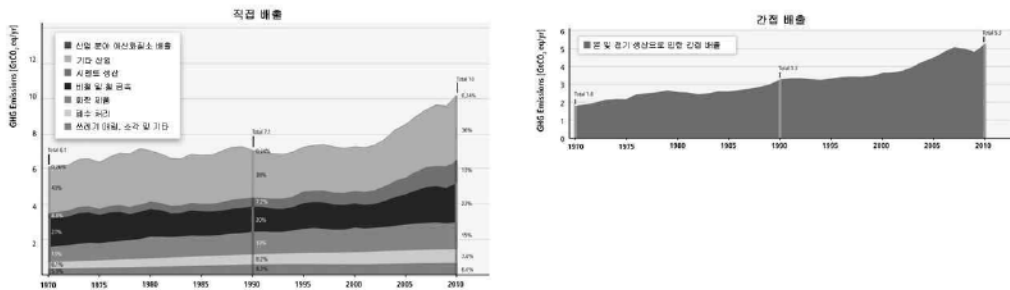
여러 국가의 정부들은 자원 유지, 고용 창출에 대한 결정을 내리는 과정에서 산업을 매우 중요하게 고려한다. 개발도상국에서 제조 분야는 국민의 삶의 질을 향상시킬 수 있는 기회를 제공하기도 한다 (UNIDO, 2013).

2부에서 논의한 바와 같이, 오늘날 신흥국가들은 에너지 집약적 소재를 생산하는 데에 있어서 매우 중요한 비중을 차지하고 있다. 최근 들어 인도 및 중국에서의 에너지 효율성 생산 능력이 높아졌으나,

이에 못지않게 전 세계 생산 중심지에 이러한 변화가 미치는 영향력도 강해졌다(IEA, 2014). 뿐만 아니라 개발도상국에서 섬유나 식음료, 중소기업과 같은 소규모 산업 분야는 특히 중요하다(Saygin et al., 2011b). 개발도상국들은 국가 간 소득차를 줄여가면서 과거 몇 십 년에 걸쳐 로우 테크놀로지(low-technology)에서 미디움, 하이 테크놀로지 제조 방식으로 전환하고 있으며, 이 양상은 앞으로도 계속될 예정이다. 한 나라의 구조가 변화하는 바로 그 때, 새로운 에너지 효율적 프로세스, 공장에 대한 투자는 전 세계 산업 배출량 관리를 위해 반드시 필요한 행동이다. 최빈국의 산업 에너지 효율성 촉진 전략은 그들이 개발도상국의 구조적 변화를 따라가는 속도에 좌우된다. 효과를 좌우하는 것은 개발도상국의 구조적 변화 추세이다(Fischedick et al., 2014). 구조방식은 물론, 개발도상국에서 에너지 효율성에 투자했을 경우의 경제적 효과(예: UNIDO (2011)에서 요약한 내용), 그리고 개발도상국이라는 환경에서 산업 분야의 완화가 가져오는 공동 이익의 역할을 보여주는 근거는 늘어나고 있다(VI 참고). 이러한 상황을 감안할 때, 녹색기후기금과 같은 기후금융 장치는 산업에 중요한 영향을 미친다. 청정개발체제(이하 CDM)가 낳은 다수의 성과와 프로젝트는 그에 따른 잠재성을 보여준다. 하지만 산업 플루오르화탄소-23(이하 HFC-23)의 경우에서 볼 수 있듯, CDM 역시 전략적 행동을 방지하기 위한 개선이 필요하다(Wara, 2008).

## II. 해당 분야의 세계적 추세

산업 에너지 사용 및 배출 추세는 소재의 소비와 생산, 그리고 산업 에너지 집약도(부가 가치 단위 생산에 사용되는 에너지의 양)의 변화를 연구함으로써 알아볼 수 있다. 후자는 구조적·기술적 요인들에 모두 중요한 영향을 미친다. 산업 에너지 집약도는 특히 개발도상국에서 1990년부터 2000년까지 현저히 감소하였으며, 여기에는 기술 변화가 주된 영향을 미쳤다. 그러나 이 수치는 2011년 이후로 거의 변동을 보이지 않고 있다. 게다가 전 세계적으로 산업 생산이 증가하면서(IEA, 2012) 그간 일군 성과는 무용지물이 되었다. 이로 인해, 전 세계 국민총생산(GDP)에서 산업이 차지하는 비율이 감소하였음에도 불구하고, 전체적인 산업 에너지 소비와 GHG 배출량은 꾸준히 증가하였다. 1990년에 10.4GtCO<sub>2</sub>eq이었던 GHG 배출량은 13.0GtCO<sub>2</sub>eq까지 증가했으며, 현재는 1970년도 수치의 두 배에 달한다(Fischedick et al., 2014)(그림 2 참고).



《그림 2》 전 세계 산업의 원인별 직·간접 온실가스 배출량, 1970~2010년(Fischedick et al., 2014). 주의: 원문 표에 있는 '폐수처리 및 쓰레기 매립', '쓰레기 소각 및 기타' 항목은 본고에서는 다루지 않는다.

이러한 증가 추세를 가중시킨 가장 큰 원인은 비 OECD 국가들의 소재 수요량 증가이다. 이들 국가는 현재 산업 에너지 중 66%를 사용하고 있으며, 이는 2000년도 50%에서 증가한 수치이다(IEA, 2014). 또한 개발도상국은 에너지 집약적 소재의 최대 생산지이기도 하며, 이는 향후 수십 년 동안 계속될 전망이다(Banerjee et al., 2012; IEA, 2014)(박스 1 참고). 동시에, 산업 분야에서 나타난 구조적 변화는 산업 에너지 전체 사용량 중 5대 에너지 집약 산업 분야(철강, 시멘트, 화학, 석유 화학, 펄프 및 제지, 알루미늄)가 차지하는 비율이 늘었음을 뜻한다. 1990년에 57%였던 이 수치는 2011년에는 67%로 증가하였다(IEA, 2014). 이들 분야는 산업이 사용하는 화석연료 총량 중 약 75%를 소비하며, 이산화탄소 배출량 중 80% 가까이 되는 양을 발생시킨다(IEA, 2012). 산업의 이산화탄소 배출 원인은 다양하다. 에너지 관련 직접 배출, 산업용 전기와 열 생산으로 인한 간접 배출이 있으며, 각각 전체 탄소 배출량 중 40%씩 차지한다. 나머지 20%는 프로세스 관련 배출로, 시멘트 생산이 가장 주된 원인이다(Fischedick et al., 2014). 2010년 전 세계 GHG의 직접적 배출량 중 절반 이상은 아시아, 그리고 1/4은 OECD 국가의 산업으로 인한 것이었다(Fischedick et al., 2014).

국가 간 생산품 거래로 인해 영토 소비에 따른 산업 배출량에 차이가 있다는 점은 일러두어야 하겠다(그림 1에서 이들 국가는 ‘기타 국가’로 표기). 중국의 경우, 수출품(주로 전자, 금속제품, 섬유, 화학제품)에 내재된 연간 배출량은 전체 배출량 중 27%에 달하는데, 이는 세계 1위인 미국에 버금가는 수치이다(Minx et al., 2011). 서유럽 국가들은 배출량 순 수입국 중 상위를 차지한다(Skelton et al., 2011).

#### 〈박스 2〉 온실가스 감축으로 인한 분야 간 효과

특정 최종사용 분야(예: 교통, 건설, 농업·산림 및 기타 토지이용)에서 온실가스를 감축시키려면 산업 분야의 온실가스 배출량이 늘어나게 된다. 이처럼, 온실가스 감축 전략 중 일부에는 전(全)조각적 관점이 요구된다. 예를 들어 자동차의 소재 대체, 신축 건물에 필요한 자재 요구가 수반되는 식이다. 고강도 강철 및 알루미늄 같은 경량화 소재를 이용해 자동차를 만들 경우, 자동차 사용으로 인한 온실가스 배출량은 줄일 수 있다. 그러나 1차 알루미늄의 경우, 자동차 무게 감소로 경감시킬 수 있는 온실가스 배출량에 비해, 소재 생산으로 인한 온실가스 배출량이 훨씬 많을 수 있다(Geyer, 2008). 알루미늄 집약적 자동차의 온실가스 배출량을 감소시키려면 폐차를 대상으로 한 순환형 재활용 시스템을 고안해야 하는데, 아직까지 이를 실행에 옮긴 사례는 없다(Kim et al., 2011). 자동차 기술 분야에서 이렇듯 온실가스 배출량 감소로 산업 배출량 감소를 꾀하는 한편, 다른 분야에서는 일반적으로 에어컨 냉매로 쓰이는 HFC-134a 대신, 온난화에 영향을 적게 미치는 CO<sub>2</sub>(R744)와 같은 냉매를 사용한다(Lutsey & Sperling, 2008). 건축물 설계 및 건설 과정에서는 자재에 내재된 배출량을 고려하지 않고, 대개는 건축물의 운영 및 유지에 따른 에너지 효율성을 높이는 데에 주력한다(Yeo & Gabbai, 2011). 그러나 자재에 내재된 탄소량은 단열재, 자재의 무게, 부가적인 기술이 추가되면서 건물의 에너지 효율성을 떨어뜨리는 원인이 된다(Monahan & Powell, 2011). ‘Sartori & Hestnes (2007)’에 따르면 건축, 재건축, 유지 단계에 사용되는 모든 자재들은 건물 수명 에너지 요구에 2~38%의 영향을 미친다. 저에너지 건물의 경우 이 수치 범위는 9~46%까지 높아질 수 있다.

### Ⅲ. 기후변화 완화를 위한 방안과 잠재성

이어지는 내용에서는 산업으로 인한 GHG 배출량 감소의 잠재적 가능성을 예측해본다. 이를 위해서는 그림 1에서 개략적으로 보여준 선택 안들을 활용한다. 생산 프로세스의 에너지 및 탄소 집약도와 관련이 있는 선택 안들은 ‘기술 관련’이라는 넓은 분류 하에서 다룬다. 그 밖의 선택 안에는 소재의 효율성, 기타 산업 분야와의 협력 관계, 수요 중시 선택 안들이 포함된다. 끝으로, 그 자체로서, 그리고 특정한 하위 분야 내에서 산업 분야가 가지는 전반적인 잠재력을 (기술적, 또는 경제적으로) 종합하였으며, 가능할 경우 정량적 분석을 통해 도출하였다.

#### 1. 기술 관련 선택 안

지난 수 세기 동안 에너지 집약적 분야에서 에너지 및 프로세스 효율성은 눈부신 발전을 이루었지만, 아직 남은 기술 기반 발전 잠재력은 상당히 크다. 개발도상국이 새로이 도입한 설비에서는 에너지 효율성이 높은 기술을 활용할 수 있으며, 다른 한편으로는 설비를 보강할 수 있는 선택 안들도 다양하다. 게다가, 에너지 집약도가 상대적으로 덜한 산업의 경우, 프로세스 및 전조직적 기술과 측정방식에 대해 다양한 에너지 효율성 선택 안들이 존재한다(Fischedick et al., 2014). 다음 장에서는 유망하고 획기적인 혁신은 물론, 교차 분야 또는 특정 분야에 적용가능한 주요한 최선가용기술(BAT) 및 최선실증기술(BPT)<sup>1)</sup>들을 살펴볼 것이다.

##### 1) 교차 방안

모든 산업 분야에서는 증기 및 프로세스 온도 조절 시스템에서 10% 이상, 그리고 동력 시스템(예: 펌프, 팬, 공기압축기)에서 20% 이상을 절약하는 방법으로 에너지 효율성을 높일 수 있다(Banerjee et al., 2012; McKane & Hasanbeigi., 2011). 대규모 산업 공장은 물론, 중소기업의 경우에 전자 제어 장치 및 ICT를 사용하면 효과적인 비용으로 동력, 압축기, 증기 연소, 가열 등의 실행을 최적화하는 데에 도움이 된다(Masanet, 2010). 산업 공장의 단열 개선은 흔히 간과되는 절약 가능성을 실행에 옮긴 사례이다. EU 27개국 산업의 경우,

1) 최선가용기술(BAT)은 상품과 서비스를 생산하는 가장 에너지 효율적인 방법을 의미하며, 최선실증기술(BPT)은 산업 내 대부분의 플랜트에서 사용되는 것들 중 산업적 에너지 효율 측면에서 최상의 성능을 나타내는 기술을 의미한다(UNIDO, 2011).



산업 에너지 단열재 설치나 개선을 통해 에너지 소비량을 3% 감소시킨 것으로 추정된다(EIIF & Ecofys, 2013).

그 밖의 교차 방안에는 프로세스 통합, 가열 펌프 및 열병합 발전 등이 있다(Banerjee et al., 2012). Brown et al. (2013)에 따르면 미국 전력 요구량 중 산업 열병합 발전이 차지하는 시장 비율은 현재 9%이나, 2035년에는 18%에 달할 것으로 보인다.

비에너지 사용을 비롯, 산업 분야는 전 세계 석탄 및 갈탄 중 84%를 소비한다(Bruckner et al., 2014). 이미 대부분의 분야 및 지역에서는 구조적, 또는 비용 최적화를 이유로 배출 집약도가 덜한 연료와 공급 원료로 전환하는 추세이다. 그러나 대다수는 산업으로 인한 배출량을 줄이려면 보다 신속한 연료 전환이 필요할 것으로 예측하고 있다. 마찬가지로, 산업 분야의 전기 사용으로 인한 간접적 배출량 역시 탈탄소화와 더불어 감소할 것으로 예측되나, 탄소 집약도를 필요 수준까지 줄이려면 산업 프로세스를 보다 고도로 전기화시켜야 한다.

2009년 최종 에너지 소비량 중 바이오매스, 폐기물, 그 밖의 재생 가능한 에너지원의 직접 사용 비율은 6%에 달했다(IEA, 2012). 이에 주로 영향을 미친 것은 펄프 및 제지 분야에서의 흑액(黑液) 사용, 설탕 공장에서의 착즙 찌꺼기 활용, 전통적 산업 분야에서의 용도 변화 등이다. 그러나 가열 처리 과정(예: 저품질 증기, 바이오매스 기반 열에너지), 냉각, 동력 산업 내에서 재생 가능한 에너지원의 비중은 증가할 수 있다(Banerjee et al., 2012). 재생 가능한 에너지가 가지는 중요한 가능성은 다음 내용에서 분야별로 다루고자 한다.

재활용 기술 및 실행의 대폭 향상은 전 분야에서 가능하다(Gutowski et al., 2013). 재활용은 새로운 소재 생산 과정에서 에너지를 절약케 하며, 이는 특히 강철, 알루미늄, 제지를 비롯한 산업 분야에서 이미 - 어떤 경우에는 상당히 높은 수준까지 - 시행되고 있다. 물론 소재 효율성 전략으로서 엄밀히 따져보자면 재활용은 소재에 대한 수요를 줄이기보다, 그것을 중고 소재 시장으로 옮기게 할 뿐이다. 중고 철제의 품질 저하로 인해 재활용 철제의 용도가 제한을 받게 된다는 점도 기억해두어야 할 것이다. 대개의 경우, 재활용 철제는 1차 단일 소재의 추가에 따라 그 품질이 결정된다. 뿐만 아니라, 재활용은 중고 소재의 유용성에 좌우된다. 예를 들어 재고치환율, 수요율은 재활용 소재에의 투자 결정에 영향을 미친다. 특히 새로운 소재의 경우에는 중고 소재를 이용해 만들 수 있는 생산품이 없으므로 중요한 기준이 된다.

대다수는 이산화탄소 포집(2050년에는 30%까지, 박스 4 참고)을 통해 에너지 집약적 산업에서의 탄소 배출량이 감소될 것으로 예견한다. 경량 강철, 고강도 알루미늄, 새로운 화학 및 건축 자재 등의 혁신적 소재는 산업 내, 또는 다른 분야에서의 배출량 감소 목표를

달성하는 데에 도움이 될 수 있다(박스 2 참고). 비에너지 배출량 감소의 경우, 수소불화탄소 대신 다른 냉매(예 : 암모니아)를 사용하고, 누출 보수, 냉매 회수 및 재활용을 통해 배출량을 줄일 수 있다(Fischedick et al., 2014).

**〈박스 3〉 벤치마킹을 이용한 잠재력 개선 예측**

벤치마킹은 일차적으로 공장 관리자가 개선 가능성을 평가할 수 있게 해주는 도구이다. 그러나 BPT(Best Practice Technology)와 비교하여 전 분야의 개선 가능성을 예측하는 정책 도구로 사용될 수도 있다(Banerjee et al., 2012; Fischedick et al., 2014; Saygin et al., 2011b). 벤치마킹에는 다양한 방법이 있다. 예를 들어 공장 중 대표표본을 선택하거나, 에너지 효율성이 가장 높은 지역의 평균 에너지 사용을 국제적 기준으로 제시하는 시스템도 있다. 그러나(시멘트 지속가능성 이니셔티브, 국제철강협회, 국제알루미늄협회와 같은 단체들을 비롯한) 기업들이 점차 자료를 공개하지 않음에 따라, 총생산량 중 상당 부분에 대한 벤치마킹을 시행하는 방식으로 바뀌고 있다. Saygin et al. (2011b)은 전 세계 기업을 대상으로 실제 에너지 사용 데이터를 수집한 결과, 세계의 에너지 절감 가능성을 17.3±4.6 EJ/yr 수준으로 산정하였다(아래 표 1 참고). 하지만 특히 화학 약품과 같은 복합 분야에 대한 고품질 정보가 부족한 점을 감안할 때, 이 수치의 불확실성은 간과할 수 없다.

**〈표 1〉 Saygin et al. (2011b)에서 제시한 방법론을 활용할 경우, 제조업에서 절감할 수 있는 에너지의 양**

분야	개선 가능성(%) <sup>가)</sup>	최종 에너지 사용 (EJ/yr) <sup>가)</sup>	잠재적인 전 세계 에너지 절감 (EJ/yr)
철강	9-30	7.7-18.2	6.1
시멘트 및 석회	22-26	3.7-7.8	3.1
화학 약품 및 석유화학	7-19	7.7-9.7	2.3
펄프 및 제지	28-25	5.2-1.6	1.9
비(非)철 금속	19-29	1.6-2.4	1.0
식음료	40 <sup>나)</sup>	3.0-3.4	2.1

가) 각 범위의 최저값은 선진공업국, 최고값은 개발도상국에 대한 산출값

나) 신흥공업국에만 해당되는 산출값

## 2) 분야별 방안

### (1) 철강

철강 분야에서의 에너지 집약도는 비교적 안정적이거나, 2000년에서 2011년 사이 에너지 사용은 6.2% 증가하였다(IEA, 2014). 소재 수요량은 철강 원자재의 경우, 2010년 210kg에서 2050년에는 270~319kg/capita로 증가할 것으로 예측된다(IEA, 2012). IEA (2014)는 지금의 BAT(Best Available Technology)를 신설 및 개조된 공장 전체에 적용할 경우 에너지 사용 중 약 21%를 절약할 수 있을 것으로 내다보고 있으나, 2050년도 예측 소비 수준은 31%로 어렵잡았다(Kemeli et al., 2014). 보다 효율적인 전기로(EAF, Electric arc furnace) 사용의 증

가는 전기 비용, 폐기물 유용성 때문에 제약을 받는다(Fischedick et al., 2014; Milford et al., 2013). 실제로, 최근 중국은 쓰레기 유용성 문제로 인해 용광로/순산로(BOF) 기술의 비중을 늘려가고 있다(IEA, 2014). 목표 달성에는 평로(平爐)의 폐지 및 석탄 기반 직접환원철(還元鐵) 생산 제한도 요구된다.

철강 분야에서의 추가적 방안에는 열 개선, 처리 가스를 이용한 에너지 재생, 보다 향상된 결합 처리법, 미분탄 주입을 통한 개선된 연료 전달, 연료 전환 및 공급 원료 대체(바이오매스, 폐기물, 전기분해, 가스 기반 DRI, 숯, 페로코크스 사용), 건식소화설비(CDQ) 및 고압발전 사용 등이 포함된다(Fischedick et al., 2014, Hasanbeigi et al., 2013c; IEA, 2014; Worrell et al., 2010; Xu et al., 2011). 새로이 등장한 기술로는 이산화탄소 포집 저장 기술(이하 CCS), 수소환원법, 고로가스의 포집 및 회수, 용융환원법 같은 것들이 있다(Hasanbeigi et al., 2013a; IEA, 2014).

유럽연합이 추진하는 온실가스 저감 연구개발 프로젝트(ULCOS) 협회는 기술적·경제적 문제에 봉착했으며, 현재는 환경에 영향을 적게 미치는 철강을 생산하는 프로젝트로 대체했다. 이는 CCS가 가능한 상업적 용광로를 논증하는 것을 목표로 삼고 있다(IEA, 2014; Tsupari et al., 2013).

## (2) 시멘트

시멘트는 비금속광물(석회, 유리, 소다, 세라믹, 벽돌 등) 처리 과정에서 사용되는 에너지 중 대부분을 차지하며, 클링커(석탄이 고열에 타고 남은 단단한 물질) 제조 과정은 에너지 집약도가 매우 높은 편이다. 시멘트 공장에서의 에너지 및 배출 집약도가 개선되었음에도(IEA, 2012), 시멘트 생산 과정에서 연료 및 공급 원료 전환은 물론, 열·전기 효율성을 개선할 수 있는 여지는 여전하다. IEA (2014)는 현재 에너지 사용 감소에 대한 기술적 가능성을 18%로 산정했다. Oda et al. (2012)은 2015년 에너지 효율성이 가장 낮은 지역이 가장 높은 지역에 비해 75%나 많은 에너지를 소비했다고 밝혔다.

시멘트 제조 과정에서 비용 효율이 높은 방안은 클링커와 시멘트 비율을 최상으로 전환하는 것이다(예:시멘트 내 클링커 함유량 축소). 비록 지역적 유용성 및 대체재 가격에 따라 잠재성과 비용은 달라질 수 있겠지만, 클링커의 대체재를 사용하는 것도 에너지를 절약하는 방법이다(Fischedick et al., 2014). 이러한 연구에서 대체연료(예:쓰레기, 바이오매스, 페타이어 및 폐유)의 사용은 중요한 부분이며, 폐열을 이용하는 방식으로 시멘트 공장에서 소비하는 전력 중 약 12~15%를 얻을 수 있을 것으로 보인다(IEA, 2014). Hasanbeigi et al. (2013b, 2010)은 2005년 태국 시멘트 산업에 사용된 연료량을 (그 중 80%를 비용 효율적으

로 사용하여) 약 20% 줄일 수 있었으며, 이 절감분은 2010년 인도 시멘트 산업에서 사용한 전기 및 연료 총사용량의 각각 6배, 1.5배에 달하는 양이라고 추정했다. 이는 2010~2030년 사이, 비용 효율성을 높인다면 실현 가능한 일이었다.

CCS에 적합한 시멘트 가마는 기술적으로 가능하지만 아직까지 시험을 거치지 않았으며, 이는 시멘트에 드는 비용을 크게 증가시킬 것으로 추정된다(Croezen & Korteland, 2010; IEAGHG, 2008; Naranjo et al., 2011). 대체가능한 시멘트 생산품을 비롯한 다른 개발들은 상업화를 준비하고 있다(Hasanbeigi et al., 2012).

### (3) 화학제품 및 비료<sup>2)</sup>

다량의 투입과 처리, 제품이 있는 화학 산업은 매우 복잡적이다. 때문에 데이터 유용성과 분석이라는 측면에서 상당한 어려움을 안겨준다. 그러나, 이 분야에서의 에너지 사용을 점유하는 것은 소수의 중간 생산물이다. (비료에 사용되는) 암모니아, 염소, 에틸렌 등을 예로 들 수 있다. 에틸렌은 수증기 분해를 통해 만들어지는데, 이는 화학 약품 산업에서 에너지를 가장 많이 소비하는 처리과정이다(Ren et al., 2006). 수증기 분해 공장 전체를 BPT에 맞춰 업그레이드한다면 에너지 집약도를 23%, 나아가 BAT를 12% 줄일 수 있다(Fischedick et al., 2014; Saygin et al., 2011a). IEA (2014)는 분야를 총괄하여 봤을 때, BPT를 적용할 경우 현재 에너지 사용량 대비 24%, Broeren et al. (2014)은 현재 배출량 대비 25%를 줄일 수 있을 것으로 내다보았다. 또한 2010~2030년 사이 신설되는 화학제품 생산공장 중 60%는 비OECD 국가에 생길 것으로 예측된다(Broeren et al., 2014).

화학제품 분야는 공급원료로서 화학원료를 대량 소비한다. 암모니아 및 메탄올 제조 과정에는 상당한 양의 석탄을 사용하므로, 탄소 배출량은 증가할 것으로 예측된다(Daioglou et al., 2014). 천연가스나 바이오매스를 공급원료로 사용하게끔 장려할 경우, 탄소 배출량은 감소할 수 있어도 비용 및 토지이용 요구조건이 상승된다(Ren and Patel, 2009).

포트폴리오 내에서 배출량을 줄이기 위한 다른 방안으로는 저탄소 연료로의 전환, 재활용 비중 증가, 열처리 절감 등이 있다. 암모니아/요소 제조 및 분자합성, 또는 접촉분해 과정에 적용할 수 있는 CCS/CCU 같은 신기술은 에너지 효율성으로 얻을 수 있는 보다 많은 이점을 제공한다. 특히 비이산화탄소 가스 감소는 이 분야에서 중요한 안건이다. HFC-22 제조 과정에서 배출되는 HFC-23의 양을 줄이는 것도 중요하지만, 2차 촉매 사용, 질소 및 아디프산 제조 과정에서 배출되는 이산화질소의 열분해, 질소 및 아디스판 제조 공장의 운

2) 이 분야의 범위 정의 방식은 배출량의 상쇄 및 감소에 중요한 영향을 미친다. 에너지 벡터로 사용되는 화석 연료의 정제 또는 처리 방식에 따라 화학제품 분야로 분류될 수도 있기 때문이다.

영환경 개선 역시 중요한 방안이다(EPA, 2013).

#### (4) 펄프 및 제지

제지 및 판지 수요량은 매년 3% 이상 꾸준히 증가하고 있다(Banerjee et al., 2012). 이 분야에서도 광범위한 에너지 효율성 기술을 적용할 수 있다(Kramer et al., 2009; Laurijssen et al., 2012). 소규모 공장을 가동하는 국가(예: 중국, 인도)에는 보다 규모가 크고 현대적인 제지 공장들이 급속도로 들어서고 있으나, 이들 국가의 경우 에너지 효율성은 매우 중요한 문제이다(Banerjee et al., 2012). 실제로, 이 분야에서 점차 늘어나고 있는 공급 원료에 대한 대안(예: 폐지 사용)은 에너지 및 탄소 집약도를 줄여줄 수 있는 중요한 방법이다. 제지를 만드는 과정에서의 폐지 사용 비율은 꾸준히 증가하고 있으며, 2011년 유럽과 북미에서의 재생지 사용 비율은 70%에 달했다(CEPI, 2012). IEA (2014)는 제지 및 펄프 생산에 사용되는 에너지의 가능한 절감률을 26%로 산정했다.

유럽 제지 산업에 관한 보고에 따르면 에너지 공급원 중 50% 이상은 바이오매스이고, 유럽제지산업연합(CEPI, 2012)은 2011년 전력 사용량 중 95%는 열병합발전(CHP)로 얻은 것이었다고 밝혔다. 이는 곧, 바이오매스와 CHP가 전세계에서 발휘할 수 있는 보다 큰 가능성을 뜻한다. 2013년 CEPI는 혁신적 발전을 고려하여, 저온 및 대기압 환경에서 공용용매(DES)를 사용해 펄프를 만들 수 있으며, 이로 인해 지금의 이산화탄소 배출량 중 20%에 달하는 양을 2050년까지 줄일 수 있다는 긍정적인 실험 결과를 발표했다(CEPI, 2013). Jönsson & Bejtsson (2012)은 유럽 펄프 및 제지 산업에 대한 CCS 적용을 연구하였으며, 그 결과 배출량이 많은 지점과 CCS 기반구조가 위치한 지점의 불일치라는 지리학적 문제점을 발견하였다.

#### (5) 비(非)철금속(알루미늄)

알루미늄 완제품에 대한 1인당 소비량은 2010~2050년 사이 2~3배 증가할 것으로 예측된다. 이는 특히 교통(박스 2 참고) 및 건설을 비롯한 다양한 분야에서 알루미늄을 사용하는 사례가 늘어나고 있기 때문이다(IEA, 2012). 신흥국가에 에너지 효율성을 갖춘 신설 공장들이 들어서면서, 알루미늄 산업의 에너지 집약도는 꾸준히 개선되고 있다. 중국은 오늘날 전세계에서도 에너지 효율성이 높은 1차 알루미늄 생산국가인데, 이는 신설 공장의 비중이 늘어났기 때문이다(Sinden et al., 2011). 그렇더라도 상대적으로 등급이 떨어지는 보크사이트(주: 알루미늄의 원광)를 사용하는 중국에서 탄소 배출량을 감축시킬 수 있는 여지는 여전히 많다(IEA, 2014). 그러나 에너지 집약도를 줄이는 것만으로는 수요에 따라 늘어나

는 배출량을 상쇄시킬 수 없다. 전기 의존도가 높은 알루미늄 산업에서는 탄소 집약도를 줄이는 것이 관건이다. 물론 알루미늄 공장 중 절반은 수력 발전을 이용하고 있으나, 간접 배출-주로 용광로에서 발생하는 전기 관련 배출-은 알루미늄 산업의 GHG 총 배출량 중 80% 이상을 차지한다(Fischedick et al., 2014). 덧붙여, 지금의 BAT를 적용한다면 에너지 효율성을 보다 높일 수 있다. IEA는 현재 에너지 사용량의 11%를 줄일 수 있을 것으로 내다보았다(IEA, 2014).

재생 알루미늄을 생산하는 데에 쓰이는 에너지는 1차 알루미늄 생산에 비교했을 때 3~8% 수준이므로(IEA, 2014), 버려진 알루미늄의 재사용 비중을 늘린다면 배출량을 크게 줄일 수 있다. 현재 알루미늄 재활용은 대부분 소비 전 단계에서 이루어진다(즉, 알루미늄은 생산 과정 도중, 그리고 건물 내에 내부적으로 재활용된다)(Cullen & Allwood, 2013). 소비 후 폐기된 알루미늄의 사용률 높이기, 비금속을 분리하는 신기술(Liu et al., 2012), 수요 관리전략을 통해 버려진 알루미늄의 유용성을 높인다면 재활용률을 높일 수 있다.

다극 전해, 비활성 양극, 탄소용융 반응 등의 알루미늄 생산 신기술은 연구개발 단계에 있으며, 알루미늄 산업에 적용할 수 있는 CCS에 대한 연구 역시 이제 시작되었다.

#### (6) 기타 분야

섬유나 목재 가공 등, 에너지 집약도가 비교적 낮은 제조 분야는 대개 중소기업이 점유하고 있으며, 그렇기에 기술을 통한 감소 가능성은 매우 높다. 일반적으로 많은 개발도상국의 경우, 중소기업은 산업 생산의 초석이 된다(박스 1 참고). 그리고 신흥경제국에서 중소기업은 많은 산업의 큰 부분을 차지한다(Banerjee et al., 2012). CHP, 열교환 및 보일러 개선 같은 교차 기술에 대한 다양한 방안들은 앞서 언급한 바 있다. 여기서는 식음료 분야를 예로 들어 구체적으로 살펴보고자 한다. 보고에 따르면, 식품 가공 중 육류 및 도축 분야에서 연료전환, 열교환기 네트워크나 열펌프 확장에 투자해 비용 효율성을 높임으로써 이산화탄소 총배출량 중 5~35%를 줄일 수 있다(Fritzson & Berntsson, 2006). 습한 옥수수 가루를 건조시키는 과정에서 열, 기계적 압축 방식을 사용할 경우에는 15~20%의 에너지를 절약할 수 있다(Galitsky et al., 2003). Xu & Flapper (2011)는 전세계 유제품 가공 공장에서의 에너지 사용량을 대폭 줄일 수 있다고 밝혔다. 유제품 산업 전반에 걸쳐 냉장 시설을 개선(예:단열 보강, 통풍 억제)한다면 개선이 가능하다(Cullen et al., 2011).

#### 〈박스 4〉 산업용 CCS

대다수는 산업 배출량을 감소시킬 수 있는 가장 큰 방법은 CCS일 것으로 예측하고 있다(2050년에는 30%까지 줄일 수 있다, IV 참고). 현재 CCS를 갖추고 가동 중인 가스 처리 공장은 적어도 7곳이며, 건축 단계에 있는 가스 처리 및 발전 공장 역시 7곳이다. 그러나 전세계를 통틀어 가동 중인 대규모 산업 CCS 공장은 1곳뿐이며, 나머지 1곳은 가동이 중단된 상황이다(2곳 모두 비료 생산 공장)(Global CCS Institute, 2011). 가스 처리 및 화학 제품 산업(암모니아 제조)의 경우 연도가스 내에 이미 고농축된 이산화탄소를 포집하는 CCS는 초반에 선택 가능한 방법으로 평가받고 있으며, 이는 비용 절감, 처리 과정 에너지 효율성 증가라는 결과를 낳는다(Kuramochi et al., 2012a). 시멘트나 철강 등, 탄소 배출량이 높은 산업 분야(III.1 참고)의 경우, 연도가스 내 순수 이산화탄소 농도는 발전소에서 얻을 수 있는 수치보다는 낮지만 그다지 높지 않다(Cheng et al., 2010). 다른 감소 방식의 경우에는 생산 과정을 대폭 바꾸거나 개조가 필요할 수도 있으나, CCS의 경우 그럴 필요가 없다는 것은 장점 중 하나이다(Croezen and Korteland, 2010). 그러나 포집된 이산화탄소를 산업적으로 사용할 경우, 잠재성은 비교적 떨어지며 생산품 내 이산화탄소 축적시간은 대부분 짧은 편이다(Mazzotti et al., 2005). 산업용 CCS-예컨대 전력 부분-에는 많은 연구가 필요하다. 전세계 산업 이해 당사자들의 연구에 따르면, CCS를 실행할 경우 발생할 수 있는 문제점들 중에서 모든 하위 분야와 지역을 통틀어 가장 큰 위험요소로 꼽힌 것은 '불확실한 회수성'이다. 그 다음으로는 '이해 당사자의 허용 여부', '생산성 손실' 순이었다(Napp, 2014).

### 3) 소재 효율성

점차 많은 이들이 산업 GHG 배출량 목표를 요구 수준까지 충족시키기 위해서는 에너지 및 탄소 효율성 기술 외의 다른 방법이 필요하다는 것을 깨닫고 있다(Allwood et al., 2013, 2012, 2010; Fishedick et al., 2014; Gutowski et al., 2013; Milford et al., 2013). 가능한 방안으로는 소재 생산 과정에서의 생산성 손실 줄이기, 오래된 소재의 재사용, 생산품 수명 연장 및 경량형, 비(非)물질화를 위한 설계 등이 있으며, 이는 프로세스 혁신 및 새로운 설계 방식을 통해 실행에 옮길 수 있다. 이들 전략에는 기술은 물론, 인식 수준의 향상과 선호도 변화를 통해 제조업자와 소비자의 행동에 영향을 미칠 수 있는 정책 변화(VII 참고)도 요구된다(아래 내용 중 수요 중시 방안을 참고할 것). 현재 이러한 방안들의 잠재력은 예측하기 어려우며, 이를 실천한 사례는 비교적 적은 편이다. 시스템적 접근법에는 다양한 방안이 산업 분야 배출량 감소에 기여하는 방식, 그 밖의 다른 분야에 영향을 미치는 방식(박스 2 참고)에 대한 보다 깊이 있는 이해가 필요하다. 다음에 제시한 선택적 예시들은 잠재적 가능성을 보여주는 사례들이다.

#### (1) 생산성 손실 줄이기

연간 생산되는 철강 중 1/4, 알루미늄 중 1/2은 완제품으로 만들어지지 않고 생산 과정에서 폐기(되어 내부적으로 재활용)된다. 프로세스 혁신(예: 판금 성형 과정에 대한)을 통해

생산 과정에서 폐기되는 양을 줄일 수 있는 기술적 방안, 새로운 설계방식은 사례연구를 통한 정량조사를 거쳤으며(Milford et al., 2013, 2011), 강철과 알루미늄 산업은 각각 에너지 총사용량 중 17%, 6%, 이산화탄소 총배출량 중 16%, 7%를 줄일 수 있을 것으로 예측된다.

### (2) 소재 재생 및 재(再)제조

질량 유동 및 이해 당사자 분석 연구(Cooper, 2014; Cooper & Allwood, 2012)에 따르면, 오래된 강철 및 알루미늄 부품 중 30%는 제품 수명이 끝날 때에 재생할 수 있다. 수명이 다한 소재는 보다 낮은 등급의 사용을 위한 ‘익렬(翼列)’, 품질이 높은 소재로 리퍼되거나, 수명이 끝나는 시점에서 잔존가치가 높은 제품(예: 토너 카트리지)의 경우에는 재제조가 가능하다. 강철의 경우에는 건물 부품 교체, 선박용 강판 개량 등의 재생 방법이 있다. 알루미늄은 건물, 차량용 휠로 재생할 수 있다. 제품간 호환불가, 부식 등의 잠재적 문제점도 있지만, 차량 운전자는 경제적 절약 효과를 누릴 수 있으며, 차량용 재생 휠의 공급량은 증가하는 추세이다. 하지만 모든 방안의 에너지 효율성이 높은 것은 아니다. 에너지를 사용하는 제품, 장거리 운송이 필요한 제품의 재제조 같은 것이 그런 경우이다(Gutowski et al., 2011).

### (3) 경량형 설계

많은 제품의 경우, 성능 손실 없이 1/3까지 무게를 줄일 수 있다. 사례 연구 결과, 경량형 설계를 통해 세계 금속 사용량 중 약 30%를 감축시킬 수 있다. 세계 강철 생산품 중 30%를 차지하는 5대 생산품의 경량형 설계 가능성을 연구함으로써 강철 요구수준을 5% 줄일 수 있으며, 같은 방식으로 알루미늄의 요구수준 역시 7% 낮출 수 있다. 그러나 이러한 경량형 제품 중 다수는 경제적 문제, 그리고 소비자 선호도라는 난관에 봉착해 있다(Carruth et al., 2011).

### (4) 부품 또는 완제품의 제품 수명 연장

매년 세계 강철 수요량 중 약 40%는 폐기되는 불량품을 대체하는 데에 사용된다. 하지만 제품을 구성하는 강철 부품 중 상당수는 폐기될 당시 재사용이 가능한 상태이다. 특히, 일반적으로 강철 함유량이 높은 제품의 잠재적 수명은 실제로 사용되는 기간에 비해 훨씬 길다(Cooper et al., 2014). (완제품이 아닌)부품 교체 장려, 보다 매력적인 제품을 위한 수리 및 업그레이드 설계 전략을 연구하는 방안이 가능하다. 건축의 경우, 재단장이나 신축의 비용은 비슷하다. 그렇더라도 오늘날에는 사용자 요구 변화, 또는 건축 허가 때문에 수명



기간이 아직 많이 남은 건물도 새로 짓는 경우가 많다.

### 〈박스 5〉 산업 분야간 협력 관계 및 분야 교차적 협동

생태산업단지나 산업직접지처럼, 지리적으로 근접한 지역에 있는 2개 이상의 기업간 협력관계는 감소 방안을 실행하는 데에 필요한 규모의 경제를 달성하고, 기술·기반구조의 문제를 해결하는 데에 도움이 될 수 있다. 협력관계에 있는 기업들은 부산물(예: 폐열) 거래, 기반시설 공유는 물론, 에너지 효율성 기술 공동구매를 통해 이익을 누릴 수 있다. 이런 식의 협력관계가 소재 향상 및 에너지 사용에 정확히 어떠한 영향을 미치는지에 대한 연구는 아직까지 거의 없다.

코펜하겐과 가까운, 덴마크 해안가에 있는 소규모 공업 지대 칼룬트버그(Kalundborg)는 자생 산업공생관계의 원형으로 평가된다(Jacobsen, 2006). 지난 60년에 걸쳐, 기업(과 지역사회)들 간의 소재 및 에너지 거래량은 발전을 거듭했다. 이를테면 2000년부터 시작된 중국생태산업단지 전시 프로그램처럼, 전국 단위에서 시행되는 다양한 프로그램들은 생태산업단지 조성을 통한 산업공생관계를 적극적으로 장려한다(Shi et al., 2010). 일반적으로 거래 비용을 줄이기 위해 정보는 매우 중요하다. 영국 국가산업공생프로그램(NISP)은 기업들에게 무료이며, 기업간 자원거래를 알선해준다. 영국의 산업은 단기간 내에 높은 비용 효율성을 달성했으며, 이들은 NISP를 성공적이라 평가한다(International Synergies Ltd, 2009). 프로그램 실행 과정 중 등장한 문제점으로는 기술적 솔루션과 역량 강화의 부족을 꼽을 수 있다(Zhu et al., 2014).

예를 들어, 전력 및 제조 산업을 공동으로 수행하는 CCS 클러스터 같은 분야의 교차적 협동은 보다 많은 가능성을 제시한다. 특히, 도시간 공생관계는 많은 나라의 경우 원원전략으로 평가받는다. 도시 주변 제조 지역에서 배출되는 오염물질의 영향이 큰 중국이 그런 경우이다(Dong et al., 2014, 2013; Geng et al., 2010). 일본 생태도시 프로그램의 경우 모범사례로 꼽히는 가와사키(van Berkel et al., 2009)는 도시-산업간 공생관계를 통해 주변에서 배출되는 고품폐기물을 이용해 시멘트를 생산, 산업 분야 이산화탄소 배출량 15%를 줄였으며, 향후 보다 많은 개선도 가능하다(Hashimoto et al., 2010). 중소기업으로 이루어진 경제 집적지는 개발도상국에서 특히 중요하나, 협력 관계를 통한 감소 가능성에 대한 연구는 아직까지 이루어지지 않았다(Fischedick et al., 2014). 산업 내 에너지 및 소재 사용을 개선할 수 있는 두 가지 방법으로는 쓰레기 사용 및 재활용(Chen et al., 2012), 산업용수 재사용 및 폐수 처리를 꼽을 수 있다. 산업용수의 소비량은 매우 높은 편이다. 그리고 세계 제조업 산업용수 소비량은 2000~2050년 사이 4배 늘어날 것으로 예측되는데, 이는 산업 분야별 산업용수 소비량 증가율 중에서도 가장 높은 축에 속한다(OECD, 2012). 산업용수 관리를 개선할 수 있는 방안에는 여러 가지가 있다.(Geng et al., 2007).

## 2. 주요 관련 방안

물질재 및 제조품 수요 수준은 산업 분야 활동 및 GHG 배출량에 많은 영향을 미친다(Fischedick et al., 2014). 수명이 끝났을 때 다른 제품으로 교체되는 제품이나 -새로운 수요 충족을 위해, 또는 기술 발전의 결과로 등장한-신제품 모두 중요하다. 생산품 수요에 궁극적으로 영향을 미치는 것은 생산품이 전달하는 서비스에 대한 수요이다. 따라서, 서비스 수요는 해당 분야 GHG 배출량에 일조한다.

II에서 설명했듯, 세계적으로 수요는 증가 추세이다. IEA (2012)는 2010년 201kg이었던 1인당 철강 원자재 소비량이 2050년에는 270~319kg 수준으로 증가할 것이라 내다보았다.

2009년 1인당 소비량 450kg을 기록한 시멘트의 경우, 2050년이면 470~590kg까지 소비량이 증가할 것으로 예상된다. 비교적 적은 증가분이라 생각할 수도 있으나, 국가별 차이도 고려해야 한다. (중국을 제외한) 비OECD 국가의 2009년 1인당 시멘트 소비량은 218kg였으며, 2050년에는 480~570kg에 이를 것으로 보인다. 가정용품의 경우, 위생용 랩과 포장지의 수요는 2050년이면 2배 이상 늘어날 것으로 예상된다. 신문용지 및 인쇄지 수요는 그보다 훨씬 더디게 증가할 전망이다(IEA, 2012).

III.1에서 언급한 바와 같이, 소재 사용량을 줄이면서 제품 및 서비스 수준을 유지할 수 있는 기술적 방안도 있으며, 그 중 다수-특히 소재 효율성 방안들은 소비자의 선호도 변화에 영향을 받는다(이 경우 소비자는 개인일 수도, 공공 분야와 같은 특정 분야일 수도 있다). 산업 내 기술 관련 방안을 장려하는 정책(예: 탄소세, 자발적 협약 등)이 변화하는 소비자의 선호도에 항상 적합한 것은 아니다. 따라서 다양한 정책 도구를 포괄하는 수요 관련 방안은 소비자 선호도의 문화·라이프 스타일 변화, 개개인의 습성, 사회적 규범을 고려해야 한다. 이러한 정책들은 다음의 내용을 목표로 삼는다.

수명, 집약도를 개선한 제품을 선보여, 제공되는 서비스의 변화 없이 제품 수요를 줄인다. 집약적 사용은 소모성 제품의 낭비를 막아주거나(예: 적당량의 세제 사용, 음식물 쓰레기 절감)(Bajželj et al., 2014), 내구성이 뛰어난 제품의 유희시간을 줄여주며(예: 카풀 이니셔티브), 비(非)물질화 등, 보다 적은 제품으로 동일한 수준의 서비스를 제공한다(예: 종이책 대신 전자책 읽기).

서비스 수요 관리를 통해 배출 집약도가 덜한 제품으로 요구를 충족시킨다(예: 교통의 경우, 자동차 사용을 줄이면서 이동성을 충족시킬 수 있는 다른 이동 방식을 장려한다).

전반적인 만족도에 영향을 미치지 않으면서 서비스 요구 수준을 줄인다(예: 여가를 위해 이동하는 거리를 줄인다).

이러한 방안의 감소 가능성을 정량적으로 연구한 사례는 아직까지 없다. 특정 산업 분야를 대상으로 한 수요 관련 방안의 문헌연구는 드문 편이나, Fischedick et al. (2014)은 이에 관한 사례연구 및 예시를 검토했다.

제품을 만드는 데에 필요한 소재의 양, 그리고 서비스 수요 충족을 위한 제품의 가지수를 줄이는 것을 직접적인 목표로 삼고 있는 정책은 상대적으로 매우 적다. 게다가 기후변화 완화를 위해 지속가능한 소비 및 생산(SCP) 정책이 검토된 것은 최근 들어서 시작된 일이다. 서비스 단위당 필요한 제품의 양, 또는 제품 단위당 소재 투입량을 줄이고자 하는 정책 패키지로는 지속가능한 소비 및 생산과 지속가능한 산업에 대한 유럽 행동안(EC, 2008)을 꼽을 수 있는데, 이 행동안은 2가지 방식을 취하고 있다. 하나는 지속가능한 제품

및 서비스 공급 후원, 그리고 다른 하나는 이러한 제품 및 서비스의 수요 축소이다. 여기에는 자발적 도구, 그리고 에코 디자인, 에코 라벨, 에너지 라벨 지시, 녹색공공조달 정책 같은 규제적 도구가 포함된다. 하지만 이러한 정책 패키지에는 구체적 정책을 찾아보기 힘들고, 무엇보다 정량적 목표, 제품 및 서비스의 수요 감소를 직접적으로 명시한 정책이 전무하다.

특히 소득과 웰빙지수 상승으로 인해 제품 및 서비스에 대한 수요가 증가하고 있는 개발도상국의 경우, 수요 관리라는 개념에는 복잡적, 그리고 논쟁의 여지가 있는 쟁점들이 따른다. 따라서 SCP 정책에는 개발도상국, 선진국에 따라 각각 다른 전략이 요구된다. 이를테면 GDP 같은 재산 지수를 활용하는 것에 문제를 제기하는 이니셔티브도 등장하고 있다. (예: U의 GDP 이니셔티브를 넘어서(Beyond GDP Initiative)) 여기서 한 걸음 나아가, 상향식에서 시작되어 정책을 통해 보다 광범위한 변화를 촉진시킬 수 있는 이니셔티브도 있다(예: 사회혁신).

여기까지는 수요 관련 방안이라는 쟁점에 대한 단순한 예측에 불과한 내용들이다. 이 밖에도 이를테면 제품의 상징적 사용, 새로운(그리고 오래된) 제품을 대하는 태도 등, 중요한 요소 및 지식 분야는 매우 다양하다. 오늘날 사회과학 분야에서는 본고에서 다룰 수 있는 이러한 쟁점들에 대한 많은 지식이 산출되고 있다.

#### IV. 장기적 탈(脫)탄소화 방안

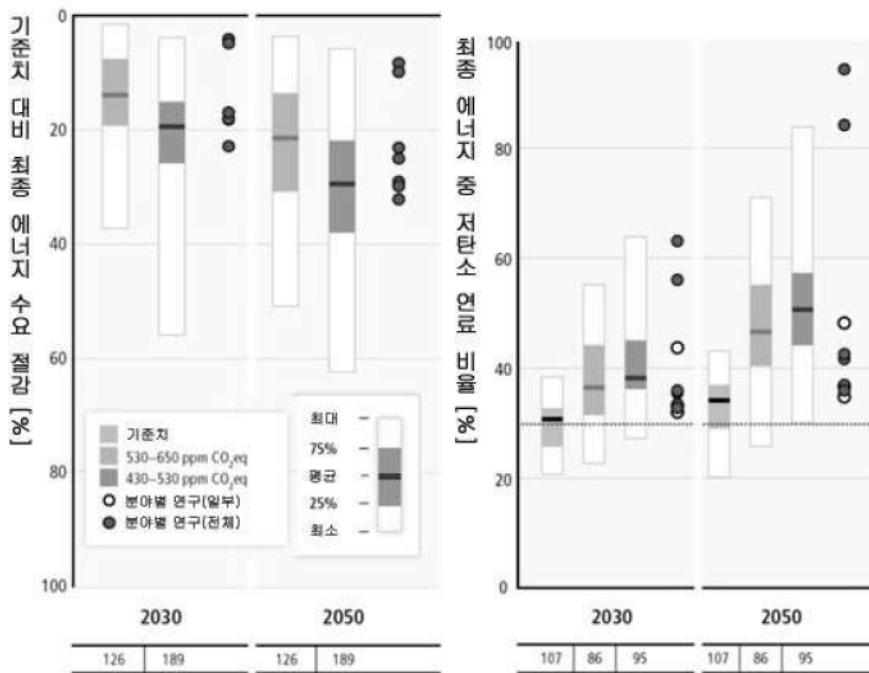
앞에서는 배출량 감소를 위한 주요 방안들을 다루고, 이들의 정량적 가능성과 수익성을 언급하였다. 여기에서는 분야별 시나리오에 따른 정량적 감소 가능성을 종합하고, 최근의 연구 내용을 살펴본 다음, GHG 배출량을 대폭 줄일 수 있는 장기적 방안을 주로 다룬다.

IEA (2014, 2012)는 전세계적으로 BAT를 실행할 경우, 2050년에는 지금의 에너지 총소비량 중 20%만큼을 줄일 수 있다고 예상했다. 이를 실행하려면 신설 공장 및 설비 모두가 BAT 수준에 도달해야 하며, 그렇지 않을 경우 이후 업그레이드로 인해 많은 비용이 들게 된다. 한편, 특정 산업을 연구한 내용에 따르면 BAT를 광범위하게 적용할 경우 에너지 집약도를 약 25%, 여기서 다시 혁신성을 통해 20%를 추가로 낮출 수 있다(Fischedick et al., 2014)(특정 분야별 연구 내용은 박스 3 참고). 연구에 따르면(0~50USD/tCO<sub>2</sub>eq, 나아가 0 이하의) 저비용 방안도 가능하나, 산업 배출 집약도가 0에 근사하려면 최종 혼합방식에서 상당한 변화를 피하거나 CCS 같은 혁신적인 방안이 요구되는데 여기에는 고비용 부담(50~150 USD/tCO<sub>2</sub>)이 따른다(Fischedick et al., 2014). 그러나 감소 가능성을 평가하는 과정

에서는 중요한 국가별 차이를 고려해야 한다.

분야 전체, 분야간 상호의존성을 분석한 통합적 모델에서는 산업 분야의 기준치 대비 최종 에너지 사용량 절감을 목표로 하며, GHG 배출량 감소 목표는 22~38%로 정한다 (Clarke et al. (2014), Fishedick et al. (2014)에서 인용한 아래 그림 3 참고). 이들 연구에서는 최종 에너지 중 44~57%에 달하는 전기, 열, 수소, 바이오에너지를 비롯한 저탄소 연료로 전환했을 경우의 가능성을 살펴본다.

대부분의 시나리오의 경우 생산 과정에 BAT를 즉시 적용할 것은 물론, 새로운 기술의 신속한 상업화를 적극적으로 요구한다. 특히, CCS(그림 4, 박스 4 참고)는 특정 분야의 직접 배출량을 줄일 수 있는 가장 효과적인 신기술 방안으로 평가받는다. IEA (2014, 2012)는 2DS 시나리오(2°C 라는 목표범위를 유지할 수 있는 최적의 가능성을 가진 시나리오)라 명명한 계획을 통해, CCS 적용으로 산업 배출량 중 30% 이상을 줄일 수 있으며, 그렇지 않을 경우 2050년까지 배출량은 줄어들지 않을 것으로 예상했다.

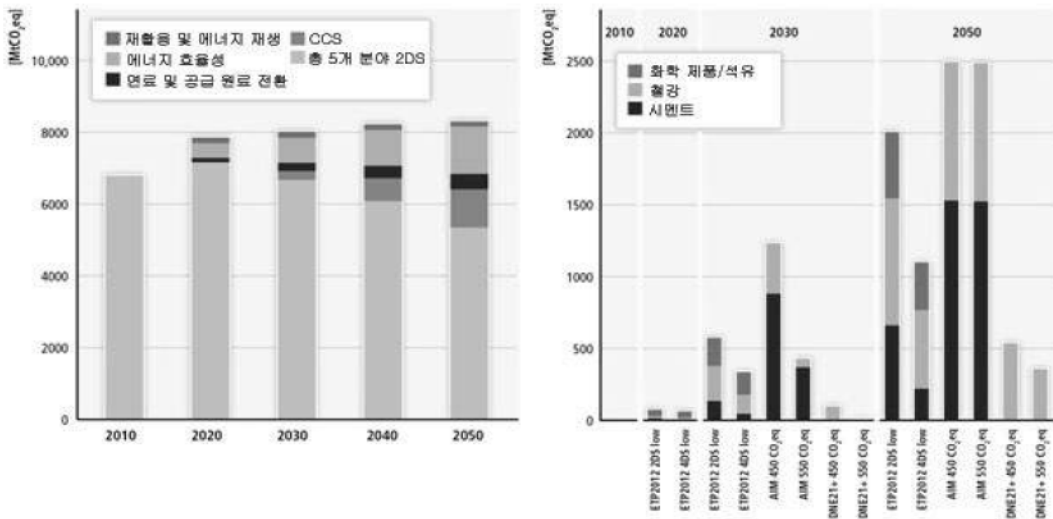


**〈그림 3〉** 왼쪽: 2030년, 2050년별 기준치 대비 산업 분야 내 최종 에너지 수요 절감량, 분야별 연구 대비 2100년 430-530 ppm, 30-650 ppm에 도달하는 감소 시나리오. 오른쪽: 2030년, 2050년별 기준치 대비 산업 분야 내 최종 에너지 저탄소 연료 비중 변화, 분야별 연구 대비 2100년 430-530 ppm, 30-650 ppm에 도달하는 감소 시나리오. 저탄소 연료에는 전기, 열, 수소, 바이오에너지가 포함된다(Clarke et al. (2014) 중 그림 6.37, 6.38).

2DS 시나리오 및 유사 시나리오 연구에 따르면, 전세계 평균 기온이 산업화 이후에 비해 2°C 상승할 경우 산업 탄소 배출량 추세는 순식간에 뒤바뀔 것으로 예상된다. IEA에서 제시한 2DS 목표를 달성하려면 2025년까지 배출량의 17%를 줄여야 하는데, 이는 2007~2011년 사이 증가한 배출량에 맞먹는 양이다. 이러한 목표를 달성하지 못할 가능성이 높기 때문에, 에너지 효율성 및 CCS 외에도 비용 효율성이 높은 방안을 실행해야 한다. 최근의 연구 및 모형화 사례(예: IPCC의 AR5, IEA의 ETP 2014)들은 중·단기적 관점에서 볼 때, 소재 효율성과 수요 감소를 통해 보다 큰 성과를 거둘 수 있다고 주장한다. 장기적으로 볼 때, 최종 에너지 운반체(예: 전기 또는 합성가스 및 연료 기반 재생에너지)의 탈(脫)탄소화는 유망한 방안이다.

IEA는 저/고수요 시나리오를 통해 수요가 미치는 영향력을 처음으로 검토하였으며(그림 4 중 왼쪽 그림 참고) 일부 자세한 모델의 분석 내용 중 일부는 소재 수요를 다루고 있으나, 통합 평가 시나리오로는 소재 효율성 및 수요 감소가 가져올 효과를 정확하게 예측할 수 없다.

장기적 관점에서 본 시나리오는 소재 및 수요를 기본적으로만 다루고 있으므로 이러한 방안들의 상대적 중요도를 검토하는 데에 한계가 있으며(Fischedick et al., 2014), 정량적 목표라는 근거를 선호하는 정책결정자가 중시될 경우에는 선입관을 낳을 수 있다.



**〈그림 4〉** 5대 주요 산업 분야(철강, 시멘트, 화학제품/석유, 펄프/제지, 알루미늄)의 직접적 이산화탄소 연간 배출량 감소. 왼쪽 그림은 IEA 시나리오에 따른 결과(IEA, 2012)로, 감소 방안들을 표시하였다. 막대의 윗부분들은 IEA의 4DS 저수요 시나리오, 하늘색 막대는 2DS 저수요 시나리오를 나타낸다. 막대의 구분선은 4DS부터 2DS의 저수요 시나리오에 따라 달라지는 배출량에 기여한 감소 방안을 나타낸다. 오른쪽 그림은 IEA의 'AIM Enduse', 'DNE21+' 모델에서 산업 직접 배출량에 CCS를 적용하여 감소된 배출량을 나타낸다. 시나리오마다 CCS를 적용한 하위 분야가 표시되어 있다(Fischedick et al. (2014)의 그림 10.14).

**<박스 6> 지역 연구: NRW의 산업 분야 감소 시나리오, 참여 접근법**

노르트라인베스트팔렌주(NRW)는 유럽에서 가장 중요한 공업지역이며, 독일에서 처음으로 자체적인 기후보호법(CPL)을 채택한 주이기도 하다. CPL은 1990년도 GHG 배출량 대비 2020년까지 최소 25%, 200년까지 최소 80%만큼을 줄이고자 주에서 정한 법안이다. NRW의 GHG 배출량은 독일의 GHG 배출량 중 약 1/3(2012년에는 305 MtCO<sub>2</sub>eq), EU의 GHG 배출량 중 약 7%에 달하며, 이는 스페인의 GHG 배출량과 같은 수치이다. 때문에 NRW는 독일과 유럽의 기후변화 목표를 달성하는 과정에서 매우 중요한 지역이다. CPL에서 요구하는 개선된 기후보호안(CPP)은 주 전체의 절감 목표를 분야별, 기간별로 구분하고, 이해 당사자들의 적극적인 참여를 꾀한다. 산업 분야를 대표하는 이해 당사자들은 지역별 산업 에너지 및 배출량 시나리오 모델링, 참여적 시나리오 개선을 통한 분야별 기후보호 가능성 검토 과정에 참여하였다(Schneider et al., 2015). 약 40명의 이해 당사자들은 16개의 집단을 꾸려 6차례에 걸쳐 소집된 협의회의에 참가하였다. 주요 에너지 집약적 산업을 대표하는 이들은 산업 조합, 노동 조합, 상공 회의소, 환경/보호 및 소비자 단체, 지방자치단체, 학계 및 기타로 나뉘었다.

에너지 및 기후변화 완화를 고려할 때, 이해 당사자 기반 시나리오 설계는 적절한 데이터 투입, 모델링 결과에 대한 보다 향상된 해석, 분석 결과의 전략화에 점차 많이 활용되고 있다(Mathy et al., 2015; Schmid & Knopf, 2012). NRW에서 장기적 기후변화 완화 목표 수행을 위해 참여적 모델링을 활용한 것은 매우 드문 사례에 해당한다.

## V. 문제점과 기회

GHG 배출량 감소를 목표로 할 경우의 문제점 및 기회는 다양하며, 거버넌스(협치) 수준에 따라 명시될 수 있다. 여기에는 보다 광범위한 국가경영 프레임(계획, 목표)부터 시작해, 특정 정책 및 도구를 활용하는 방법이 포함된다(VI 참고).

에너지 효율성에 대해 비교적 장기간 이루어진 연구결과에 따르면, 배출량의 대폭 감소의 경우 극복 불가능한 기술적 문제점들이 많지 않을 수 있으며, 물론 대부분의 방안들은 비용 효율성이 높지만, 에너지 효율성 향상을 방해하는 광범위한 정보, 동기, 경제적 문제가 존재한다(즉, 에너지 효율 간극). 뿐만 아니라 이를테면 역효과처럼 감소로 인해 나타나는 의도치 않은 다양한 결과가 나타난다(Fischedick et al., 2014). 기업의 경우, 일반적으로 효율성은 다양한 목표들과 더불어 보다 광범위한 투자 결정에 영향을 미치는 특징 중 하나이다(IEA, 2013). 오늘날 점차 많은 데이터베이스가 생기는 덕에, 기업과 정책 결정자는 특히 경쟁력에 대한 영향력에 초점을 두고 비용 및 이익의 효율성을 검토할 수 있게 되었다(IEEP, 2013). 물론 에너지 관리 시스템(EMS), 감사, 벤치마킹 같은 프로그램은 대부분의 국가에서 반(半)자발적이거나 자발적으로 시행되기는 하나, 이를 통해 에너지 및 비에너지 절감에 필요한 정보를 파악할 수 있다. 제품의 소재 비용이 노동 및 에너지 비용에 비해 낮은 비중을 차지하는 까닭에, 소재 효율성을 실행하는 과정에서도 상당한 어려움이 있다.

잠재력에 대한 연구 부족과 더불어, 이러한 난점은 기회를 가로막는다. III.2에서 보았듯이, 제품 사용의 외부효과가 가격 책정에 반영되지 않고, 제품 소비 과정에서 국가회계제도 보상이 증가하면서 수요 절감 방안 역시 난관에 봉착했다.

대개의 경우, 감소 과정에서 기업 또는 분야 차원의 문제점을 만나게 되지만, 다른 한편으로는 기회도 얻게 된다. 산업 GHG 감소를 통해 누릴 수 있는 대표적인 공동이익으로는 에너지 또는 원재료 사용량 절감, 그에 따른 비용 절감을 통한 생산성 증대를 꼽을 수 있다.

중국의 에너지 절약 기술 및 철강 생산성에 대한 혁신 투자가 미친 영향을 연구한 결과, 생산 효율성을 높이는 데에 가장 큰 기여를 한 것은 에너지 절약 방안의 도입 및 개선, 에너지 절약 관련 기술에 대한 투자였다(Zhang and Wang, 2008). Zhang et al. (2014)에서는 중국의 철강 산업으로 인한 대기오염 배출량을 줄이려면 오염물질의 사후처리 통제방안의 에너지 효율성을 높여야 한다고 주장한다. 에너지 효율적 방안은 사후처리 통제방안에 비해 보다 효율적인 비용으로 특히 아황산가스를 비롯한 대기오염 배출량을 줄이는 데에 도움이 되었다. 또한 연구 결과에 따르면, 몇몇 사후처리 기술의 경우에는 비용뿐만 아니라 에너지 소비량도 만만치 않다.

나아가 투자를 통해 환경보호 및 쓰레기 처리 비용 절감, 부채 감소, 새로운 사업 기회, 향상된 업무 환경이라는 성과를 거둘 수 있다. 또한 산업 프로세스의 혁신성 개선, 보다 효율적인 생산기술에 대한 투자 촉진도 가능하다(Bourgouin, 2014; Fishedick et al., 2014). 다만, 공동이익을 평가할 때에는 감소 방안의 실행 비용(예: 훈련 요구, 기술 도입 과정에서의 손실)을 고려해야 하며(Worrell et al., 2003), 중소기업이나 단일 기업의 경우에는 실행 비용이 상대적으로 더 클 수 있다(Zhang & Wang, 2008).

그리고 산업 GHG 감소 방안을 실행함으로써 거시적으로, 다시 말해 경제와 사회 전반에 걸쳐 긍정적/부정적 효과를 미칠 수 있다. 거시적으로 볼 때 감소 기술 또는 실행으로 얻게 되는 이익과 발생하는 비용의 정량화는 최근 들어서 활발하게 이루어지고 있다. 나아가, 이해 당사자마다 상충하는 손익을 바라보는 시각은 다를 수 있다. 최근 IEA가 시행한 연구(OECD, 2014)에 따르면, 거시적인 에너지 효율성 프로그램을 실행할 경우 매년 GDP가 0.25~11% 성장되고, 이로 인해 고용 창출, 에너지 비용의 대폭 절감이 가능할 것으로 예상된다. 따라서 사회경제학적 쟁점에 미칠 부정적 영향을 최소화하는 한편, 기후변화 완화·도입에 대한 것은 물론, 배출량을 줄이고 에너지 효율성을 높일 감소 기술 방안을 파악하는 것이 갈수록 중요해지고 있다(박스 6 참고).

범경제 차원에서 볼 때, 산업 및 서비스 분야에 대한 감소 정책은 국지오염 같은 다른

정책 목표에, 그리고 그 결과 보전에 긍정적 영향을 미칠 수 있다. 이런 식의 이익 정량화는 대부분 사례별로 시행된다. 한 예로, Mestl et al. (2005)은 중국 타이위안(太原) 내 철강 생산 과정에서 전기로를 사용할 경우 비용이 많이 드는 대안임에도 불구하고, 환경보전 면에서 얻게 되는 이익이 다른 방안으로 인한 이익에 비해 잠재적으로 높을 수 있다고 주장한다. CCS를 산업에 적용하는 과정에서 겪게 되는 문제점들을 극복할 수 있다면, 국지오염의 개선은 물론, 규제가 없는 환경에서도 배출량을 감소시킬 수 있다(Kuramochi et al., 2012b).

#### 〈박스 7〉 산업과 기후변화

본고는 산업이 환경파괴에 미치는 피해를 줄이는 방법에 초점을 두고 있으나, 기후변화가 주요 산업에 미치는 영향 역시 흥미로운 주제이다. 기후변화가 에너지 생산, 농업, 그리고 보건이나 보험, 여행 같은 서비스 분야에 미치는 영향력은 비교적 널리 알려져 있다. 그러나 광업 및 제조업에 대한 영향력에 대한 연구는 소수에 불과하다(IPCC, 2014). Kjellstrom et al. (2009)은 수정을 거치지 않은 가정 하에서, 기후변화가 노동 생산성에 잠재적으로 미치는 영향력을 이론적으로 연구했다. 그들은 시나리오에 따라, 특히 기후가 습한 국가의 경우 장기적으로 생산성 손실이 15~27%에 달할 수 있다고 예측했다. 그 밖의 국가는 (6%까지) 이익을 누릴 수도 있다. Hsiang (2010)은 과거 몇 십 년에 걸쳐 카리브해 연안 국가의 비농업 생산량에 기온이 통계학적으로 매우 중요한 영향을 미쳤다고 밝혔다. 기후에 민감한 생산 프로세스, 그리고 잠재적으로 가장 취약한 지역, 설비의 종류, 기계에 대한 보다 풍부한 지식은 매우 절실하다. 그로 인해 세계 공급망(Khazai et al., 2013), 기반 시설, 산업 고정자산은 손해를 입을 수 있으며, 물을 비롯한 재생 가능한 천연 자원의 유용성도 감소할 수 있기 때문이다. 또한 기후변화에 적응하기 위해 사용되는 생산품(예: 홍수 방지막 소재)에 대한 수요가 늘어나면서, 역으로 산업 배출량이 늘어날 수도 있다(Bourgouin, 2014).

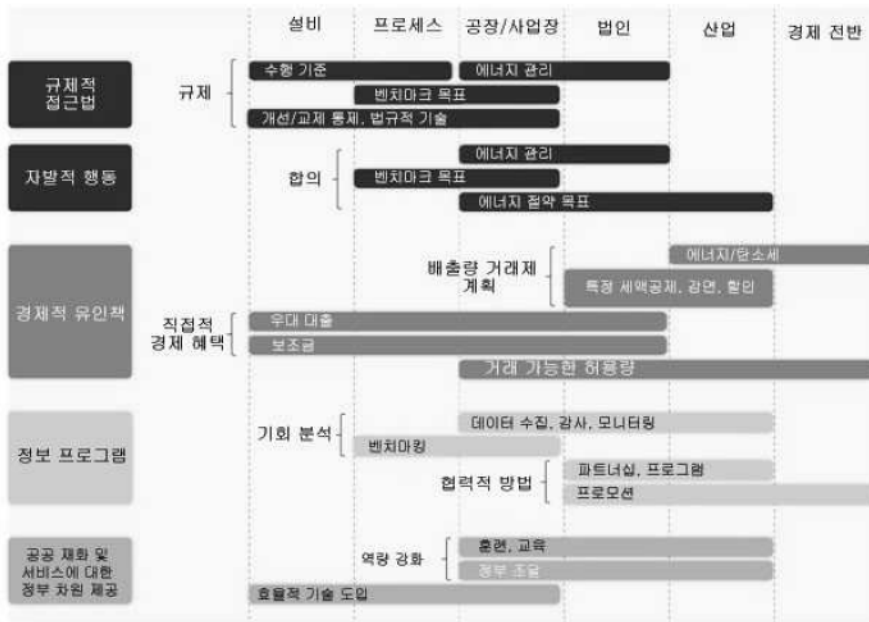
## VI. 정책 측면

단일한 정책으로는 산업에 적용 가능한 다양한 감소 방안을 명시하고, 관련 문제를 극복할 수 없으며(Fischedick et al., 2014), 현 상황에서는 정책간 협조 및 국가 상황의 중요성 인식이 높아지고 있다. 정책 중에는 이를테면 인식 수준, 경제적 유인책, 상업적으로 사용 가능한 기술 부족 등의 문제점을 목표로 삼는 것도 있으며, 기업 수준 공동이익 또는 건강 혜택과 같은 다양한 기회를 이용하고자 하는 것도 있다. 현재 에너지 및 탄소 효율성을 추구하는 범위 내에서 자발적 동의, 탄소세 및 규제(예: Abeelen et al., 2013; IIP, 2014)에 따라 시행되는 정책들의 지식기반은 탄탄한 반면, 특히 소재 효율성 범위에서의 실행 사례는 전무하며, 수요 관련 정책과 산업 간의 관계에 대한 관심도 적은 편이다(III.2 참고).

물론 산업 정책 효율성에 영향을 미치는 세부적인 요인들을 알아볼 수는 없지만, 아래



그림 5를 통해 에너지 및 배출 효율성에 대해 정책 결정자가 활용할 수 있는 도구를 큰 사진으로 볼 수 있다. (이러한 정책 유형의 사후 평가 예시들은 Fishedick et al. (2014)에서 찾아볼 수 있다.) 여기서 볼 수 있는 전통적 관점의 정책 포트폴리오, 그리고 소재 효율성과 수요 관련 감소 방안을 정책간 협조로 통합할 수 있는 도구(예: 경량형 설계, 쓰레기 억제 목표 강화, 물적 제품에 내재된 배출량 감소를 위해 필요한 소비자 인식 수준 향상 (Allwood et al., 2012)의 비교도 가능하다.



〈그림 5〉 산업 내 에너지 및 탄소 효율성 관련 방안을 명시할 수 있는 정책(Fishedick et al. (2014)의 그림 10.15, Tanaka (2011)에 근거함)

## VII 결론과 지식 격차, 그리고 향후 연구를 위한 쟁점

산업은 GHG 최대 배출 분야 중 하나이며, 거래 가능성, 물적 상품(예: 건축에서의 시멘트), 생산품(예: 교통에서의 자동차)에 의존하는 다른 경제 분야들과의 고유한 관계 같은 특징을 가진다. 산업은 산업국에서만 중요한 관심사가 아니다. 지속가능발전목표(Sustainable Development Goals)를 지향하면서, 제조업은 경제 개발 촉진, 세계 빈곤 퇴치에서 중요한 역할을 수행하고 있다(UNIDO, 2014).

전세계 연구 결과에서 추론한 결과, 에너지 집약도는 꾸준히 낮아지고 있다. 그럼에도 동력 시스템이나 열병합 발전 같은 교차적 산업 기술은 물론, 에너지 집약도가 높은 물질적 변환 및 제조 분야의 에너지 및 프로세스 효율성에 대한 투자는 여전히 많은 가능성을 가지고 있다. 그 밖의 산업 분야에서 중요한 기술 관련 에너지 및 배출 효율성 방안으로는 공급 원료 대체, 전기화, 재생 가능한 에너지원 사용 등이 있다. 하지만 공개 자료가 부족한 탓에, 이들 방안에 대한 분석은 대부분의 국가 및 분야에서 여전히 제한적으로 이루어지고 있다.

소재 및 제품의 사용 효율성을 높이고, 물질적 제품의 수요를 감소시키고자 하는 정책을 활용해 배출량 중 상당 부분을 줄일 수도 있다. 그러나 소재 효율성 및 수요 관련 감소 전략 실행이 가지는 가능성과 비용은 측정할 수 없다. 일반적으로 모델링 수행 과정에서 물질 흐름이 충분하지 않아, 감소 전략을 양적으로 분석하기는 어렵다. 본고는 광범위한 시각, 일반적 수준에서의 내용을 제시할 뿐이며, 논의할 만한 많은 쟁점들은 다루지 않는다. 소재 효율성의 유인제도 및 제한적 조치를 만드는 과정에서 산업 폐기물 산업이 도맡을 수 있는 역할 역시 연구할 만한 가치가 있다.

감소 방안을 적용하는 과정에서(심지어 수익성이 있거나 직접 비용이 낮은 방안의 경우에도) 여러 가지 문제점 때문에 곤경에 처한다. 대다수의 국가가 산업 지향적 감소 정책의 목표로 삼고 있는 에너지 효율성에 대한 투자 역시 높은 자본경비라는 문제를 안고 있다. 그리고 혁신적인 기술 중 다수는 상업화를 앞두고 있으나, 그 중 대표적이라 할 수 있는 CSC는 아직까지 산업 환경에서 충분한 대규모의 입증을 거치지 않았다. 나아가, 시스템적 관점을 취하는 과정에도 여러 가지 문제들이 도사리고 있다. 이를테면 산업간, 그리고 산업과 기타 경제 분야간의 다양한 상호관계는 GHG 감소에 대한 중요한 함의이다. 앞의 내용에서는 산업간 협동 관계, 그리고 공급망 검토를 통한 기회 탐색 가능성(예: 대체 소재에 대한 상향식 탐색 기회, 소비자 선호도 변화를 통한 효율성 증진에 대한 상향식 탐색 기회)을 이야기하기도 했다. 끝으로, 대부분의 연구에서는 기업 목표와 정책 목표간 상승 효과의 정량화, 산업 내 감소로 얻을 수 있는 공동 이익 평가가 필요하다. 이러한 작업을 통해 여러 가지 정책 문제를 공동으로 논의하면서, 감소 방안의 정치적 수용성을 높일 수 있다.

## 참고 문헌

- Abeelen, C., Harmsen, R., & Worrell, E. (2013). Implementation of energy efficiency projects by Dutch industry. *Energy Policy* 63: 408-418.
- Allwood, J.M., Ashby, M.F., Gutowski, T.G., & Worrell, E. (2013). Material efficiency: providing material services with less material production. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 371.
- Allwood, J.M., Cullen, J.M., Carruth, M.A., Cooper, D.R., McBrien, M., Milford, R.L., Moynihan, M., Patel, A.C.H. (2012). *Sustainable Materials: with both eyes open*. UIT Cambridge Ltd, Cambridge, England.
- Allwood, J.M., Cullen, J.M., Milford, R.L. (2010). Options for Achieving a 50% Cut in Industrial Carbon Emissions by 2050. *Environ. Sci. Technol.* 44: 1888-1894.
- Bajželj, B., Richards, K.S., Allwood, J.M., Smith, P., Dennis, J.S., Curmi, E., Gilligan, C.A. (2014). Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nature Clim. Change* 4: 924-929.
- Banerjee, R., Cong, Y., Gielen, D., Jannuzzi, G., Maréchal, F., McKane, A.T., Rosen, M.A., van Es, D., Worrell, E. (2012). Chapter 8 - Energy End Use: Industry, in: *Global Energy Assessment - Toward a Sustainable Future*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA and the International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria, pp. 513-574.
- Bourgouin, F. (2014). *Climate Change: Implications for Extractive and Primary Industries. Key Findings from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fifth Assessment Report (AR5)*. European Climate Foundation (ECF), Business for Social Responsibility (BSR), University of Cambridge's Judge Business School (CJBS) and Institute for Sustainability Leadership (CISL), Cambridge, UK.
- Broeren, M.L.M., Saygin, D., Patel, M.K. (2014). Forecasting global developments in the basic chemical industry for environmental policy analysis. *Energy Policy* 64: 273-287.
- Brown, M.A., Cox, M., Baer, P. (2013). Reviving manufacturing with a federal cogeneration policy. *Energy Policy* 52: 264-276.
- Bruckner, T., Bashmakov, I.A., Mulugetta, Y., Chum, H., de la Vega Navarro, A., Edmonds, J., Faaij, A., Functammasan, B., Garg, A., Hertwich, E., Honnery, D., Infield, D., Kainuma, M., Khennas, S., Kim, S., Nimir, H.B., Riahi, K., Strachan, N., Wisser, R., Zhang, X. (2014). Energy Systems, in: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the*

- Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Carruth, M.A., Allwood, J.M., Moynihan, M.C. (2011). The technical potential for reducing metal requirements through lightweight product design. *Resources, Conservation and Recycling* 57: 48-60.
- CEPI. (2013). Unfold the Future: The Two Team Project [WWW Document]. URL <http://www.unfoldthefuture.eu/>
- CEPI. (2012). Key Statistics 2011–European Pulp and Paper Industry. Confederation of European Paper Industries, Brussels, Belgium, Brussels, Belgium.
- Cheng, H.-H., Shen, J.-F., Tan, C.-S. (2010). CO<sub>2</sub> capture from hot stove gas in steel making process. *International Journal of Green house Gas Control* 4: 25-531.
- Chen, X., Fujita, T., Ohnishi, S., Fujii, M., Geng, Y. (2012). The Impact of Scale, Recycling Boundary, and Type of Waste on Symbiosis and Recycling. *Journal of Industrial Ecology* 16: 129-141.
- Clarke, L., Jiang, K., Akimoto, K., Babiker, M., Blanford, G., Fisher-Vanden, K., Hourcade, J.-C., Krey, V., Kriegler, E., Löschel, A., McCollum, D., Paltsev, S., Rose, S., Shukla, P.R., Tavoni, M., van der Zwaan, B., van Vuuren, D.P. (2014). Assessing Transformation Pathways, in: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Cooper, D. (2014). Reuse of steel and aluminium without melting (Thesis). University of Cambridge.
- Cooper, D.R., Allwood, J.M. (2012). Reusing steel and aluminum components at end of product life. *Environ. Sci. Technol.* 46: 10334-10340.
- Cooper, D.R., Skelton, A.C.H., Moynihan, M.C., Allwood, J.M. (2014). Component level strategies for exploiting the lifespan of steel in products. *Resources, Conservation and Recycling* 84: 24-34.
- Croezen, H., Korteland, M. (2010). Technological developments in Europe: A long-term view of CO<sub>2</sub> efficient manufacturing in the European region(No.10.7207.47), CE Delft Report. CE Delft, Delft.

- Cullen, J.M., Allwood, J.M. (2013). Mapping the Global Flow of Aluminum: From Liquid Aluminum to End-Use Goods. *Environ. Sci. Technol.* 47: 3057-3064.
- Cullen, J.M., Allwood, J.M., Borgstein, E.H. (2011). Reducing Energy Demand: What Are the Practical Limits? *Environ. Sci. Technol.* 45: 1711-1718.
- Daiglou, V., Faaij, A.P.C., Saygin, D., Patel, M.K., Wicke, B., Vuuren, D.P. van. (2014). Energy demand and emissions of the non-energy sector. *Energy Environ. Sci.* 7: 482-498.
- Dong, L., Fujita, T., Zhang, H., Dai, M., Fujii, M., Ohnishi, S., Geng, Y., Liu, Z. (2013). Promoting low-carbon city through industrial symbiosis: A case in China by applying HPIMO model. *Energ. Policy* 61: 864-873.
- Dong, L., Gu, F., Fujita, T., Hayashi, Y., Gao, J. (2014). Uncovering opportunity of low-carbon city promotion with industrial system innovation: Case study on industrial symbiosis projects in China. *Energy Policy* 65: 388-397.
- EC. (2008). Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy Action Plan. {SEC(2008) 2110} {SEC(2008) 2111}.
- EIIF, Ecofys. (2013). Climate protection with rapid payback: Energy and CO<sub>2</sub> savings potential of industrial insulation in EU27. European Industrial Insulation Foundation and Ecofys.
- EPA. (2013). Global Mitigation of Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gases: 2010-2030 (No. EPA-430-R-13-011). United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.
- Fischedick, M., Roy, J., Abdel-Aziz, A., Acquaye, A., Allwood, J.M., Ceron, J.-P., Geng, Y., Kheshgi, H.S., Lanza, A., Perczyk, D., Price, L., Santalla, E., Sheinbaum, C., Tanaka, K. (2014). Industry, in: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Fritzson, A., Berntsson, T. (2006). Energy efficiency in the slaughter and meat processing industry-opportunities for improvements in future energy markets. *Journal of Food Engineering* 77: 792-802.
- Galitsky, C., Worrell, E., Ruth, M. (2003). Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for the Corn Wet Milling Industry. US Environmental Protection Agency.
- Geng, Y., Côté, R., Tsuyoshi, F. (2007). A quantitative water resource planning and management model for an industrial park level. *Regional Environmental Change* 7: 123-135.

- Geng, Y., Fujita, T., Chen, X. (2010). Evaluation of innovative municipal solid waste management through urban symbiosis: a case study of Kawasaki. *Journal of Cleaner Production* 18: 993-1000.
- Geyer, R. (2008). Parametric assessment of climate change impacts of automotive material substitution. *Environmental Science and Technology* 42: 6973-6979.
- Global CCS Institute. (2011). The global status of CCS. Global CCS Institute, Canberra.
- Gutowski, T.G., Sahni, S., Allwood, J.M., Ashby, M.F., Worrell, E. (2013). The energy required to produce materials: constraints on energy-intensity improvements, parameters of demand. *Phil. Trans. R. Soc. A* 371, 20120003.
- Gutowski, T.G., Sahni, S., Boustani, A., Graves, S.C. (2011). Remanufacturing and Energy Savings. *Environ. Sci. Technol.* 45: 4540-4547.
- Hasanbeigi, A., Arens, M., Price, L. (2013a). Emerging Energy-Efficiency and Greenhouse Gas Mitigation Technologies for the Iron and Steel Industry (No. LBNL-6106E). Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA.
- Hasanbeigi, A., Menke, C., Price, L. (2010). The CO<sub>2</sub> abatement cost curve for the Thailand cement industry. *Journal of Cleaner Production* 18: 1509-1518.
- Hasanbeigi, A., Morrow, W., Masanet, E., Sathaye, J., Xu, T. (2013b). Energy efficiency improvement and CO<sub>2</sub> emission reduction opportunities in the cement industry in China. *Energy Policy* 57: 287-297.
- Hasanbeigi, A., Morrow, W., Sathaye, J., Masanet, E., Xu, T. (2013c). A bottom-up model to estimate the energy efficiency improvement and CO<sub>2</sub> emission reduction potentials in the Chinese iron and steel industry. *Energy* 50: 315-325.
- Hasanbeigi, A., Price, L., Lin, E. (2012). Emerging energy-efficiency and CO<sub>2</sub> emission-reduction technologies for cement and concrete production: A technical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16: 6220-6238.
- Hashimoto, S., Fujita, T., Geng, Y., Nagasawa, E. (2010). Realizing CO<sub>2</sub> emission reduction through industrial symbiosis: A cement production case study for Kawasaki. *Resources Conservation and Recycling* 54: 704-710.
- Hsiang, S.M. (2010). Temperatures and cyclones strongly associated with economic production in the Caribbean and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 15367-15372.
- IEA. (2014). Energy Technology Perspectives 2014: Harnessing Electricity's potential. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

- IEA. (2013). Energy Efficiency. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- IEA. (2012). Energy Technology Perspectives 2012: Pathways to a clean energy system. International Energy Agency (IEA), Paris, France.
- IEAGHG. (2008). CO<sub>2</sub> Capture in the Cement Industry (Technical Study No. 2008/3). International Energy Agency Greenhouse Gas R&D Programme, Cheltenham.
- IEEP. (2013). Review of Cost and Benefits of Energy Savings. Institute for European Environmental Policy.
- IIP. (2014). Institute for Industrial Productivity [WWW Document]. URL <http://www.iipnetwork.org> (accessed 10.17.14).
- International Synergies Ltd. (2009). National Industrial Symbiosis Programme - The Pathway to a low carbon sustainable economy. by Peter Lay-bourn and Maggie Morrissey.
- IPCC. (2014). Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jacobsen, N.B. (2006). Industrial Symbiosis in Kalundborg, Denmark: A Quantitative Assessment of Economic and Environmental Aspects. *Journal of Industrial Ecology* 10: 239-255.
- Jönsson, J., Berntsson, T. (2012). Analysing the potential for implementation of CCS within the European pulp and paper industry. *Energy, Integration and Energy System Engineering, European Symposium on Computer-Aided Process Engineering 2011* 44: 641-648.
- Kermeli, K., Graus, W.H.J., Worrell, E. (2014). Energy efficiency improvement potentials and a low energy demand scenario for the global industrial sector. *Energy Efficiency* 1-25.
- Khazai, B., Merz, M., Schulz, C., Borst, D. (2013). An integrated indicator framework for spatial assessment of industrial and social vulnerability to indirect disaster losses. *Nat Hazards* 67: 145-167.
- Kim, H.-J., Keoleian, G.A., Skerlos, S.J. (2011). Economic Assessment of Greenhouse Gas Emissions Reduction by Vehicle Lightweighting Using Aluminum and High-Strength Steel. *Journal of Industrial Ecology* 15: 64-80.
- Kjellstrom, T., Kovats, R.S., Lloyd, S.J., Holt, T., Tol, R.S.J. (2009). The direct impact of climate change on regional labor productivity. *Arch Environ Occup Health* 64: 217-227.
- Kramer, K.J., Masanet, E., Xu, T., Worrell, E. (2009). Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for the Pulp and Paper Industry: An ENERGY STAR Guide for Energy and Plant Managers (No. LBNL-2268E). Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA.

- Kuramochi, T., Ramírez, A., Turkenburg, W., Faaij, A. (2012a). Comparative assessment of CO<sub>2</sub> capture technologies for carbon-intensive industrial processes. *Progress in Energy and Combustion Science* 38: 87-112.
- Kuramochi, T., Ramírez, A., Turkenburg, W., Faaij, A. (2012b). Effect of CO<sub>2</sub> capture on the emissions of air pollutants from industrial processes. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 10: 310-328.
- Laurijssen, J., Faaij, A., Worrell, E. (2012). Benchmarking energy use in the paper industry: a benchmarking study on process unit level. *Energy Efficiency* 6: 49-63.
- Liu, G., Bangs, C.E., Müller, D.B., (2012). Stock dynamics and emission pathways of the global aluminium cycle. *Nature Climate Change*.
- Lutsey, N.P., Sperling, D. (2008). America's Bottom-Up Climate Change Mitigation Policy.
- Masanet, E., (2010). Energy Benefits of Electronic Controls at Small and Medium Sized U.S. Manufacturers. *Journal of Industrial Ecology* 14: 696-702.
- Mathy, S., Fink, M., Bibas, R. (2015). Rethinking the role of scenarios: Participatory scripting of low-carbon scenarios for France. *Energy Policy* 77: 176-190.
- Mazzotti, M., Abanades, J., Allam, R., Lackner, K., Meunier, F., Rubin, E., Sanchez, J., Yogo, K., Zevenhoven, R. (2005). Mineral carbonation and industrial uses of carbon dioxide, in: IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
- McKane, A., Hasanbeigi, A. (2011). Motor systems energy efficiency supply curves: A methodology for assessing the energy efficiency potential of industrial motor systems. *Energy Policy* 39: 6595-6607.
- Mestl, H.E.S., Aunan, K., Fang, J., Seip, H.M., Skjelvik, J.M., Vennemo, H. (2005). Cleaner production as climate investment-integrated assessment in Taiyuan City, China. *Journal of Cleaner Production* 13: 57-70.
- Milford, R.L., Allwood, J.M., Cullen, J.M. (2011). Assessing the potential of yield improvements, through process scrap reduction, for energy and CO<sub>2</sub> abatement in the steel and aluminium sectors. *Resources, Conservation and Recycling* 55: 1185-1195.
- Milford, R.L., Pauliuk, S., Allwood, J.M., Müller, D.B. (2013). The Roles of Energy and Material Efficiency in Meeting Steel Industry CO<sub>2</sub> Targets. *Environ. Sci. Technol.* 47: 3455-3462.
- Minx, J.C., Baiocchi, G., Peters, G.P., Weber, C.L., Guan, D., Hubacek, K. (2011). A "Carbonizing Dragon": China's Fast Growing CO<sub>2</sub> Emissions Revisited. *Environ. Sci. Technol.* 45: 9144-9153.



- Monahan, J., Powell, J.C. (2011). An embodied carbon and energy analysis of modern methods of construction in housing: A case study using a lifecycle assessment framework. *Energy and Buildings* 43: 179-188.
- Napp, T. (2014). Attitudes and Barriers to Deployment of CCS from Industrial Sources in the UK, Grantham Report GR6: February 2014. Grantham Institute - Imperial College London.
- Naranjo, M., Brownlow, D.T., Garza, A. (2011). CO<sub>2</sub> capture and sequestration in the cement industry. *Energy Procedia* 4: 2716-2723.
- Oda, J., Akimoto, K., Tomoda, T., Nagashima, M., Wada, K., Sano, F. (2012). International comparisons of energy efficiency in power, steel, and cement industries. *Energy Policy* 44: 118-129.
- OECD. (2014). Capturing the Multiple Benefits of Energy Efficiency. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD. (2012). OECD Environmental Outlook to 2050. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Ren, T., Patel, M., Blok, K. (2006). Olefins from conventional and heavy feedstocks: Energy use in steam cracking and alternative processes. *Energy* 31: 425-451.
- Ren, T., Patel, M.K. (2009). Basic petrochemicals from natural gas, coal and biomass: Energy use and CO<sub>2</sub> emissions. *Resources, Conservation and Recycling* 53: 513-528.
- Sartori, I., Hestnes, A.G. (2007). Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article. *Energy and Buildings* 39: 249-257.
- Saygin, D., Patel, M.K., Worrell, E., Tam, C., Gielen, D.J. (2011a). Potential of best practice technology to improve energy efficiency in the global chemical and petrochemical sector. *Energy* 36: 5779-5790.
- Saygin, D., Worrell, E., Patel, M.K., Gielen, D.J. (2011b). Benchmarking the energy use of energy-intensive industries in industrialized and in developing countries. *Energy* 36: 6661-6673.
- Schmid, E., Knopf, B. (2012). Ambitious mitigation scenarios for Germany: A participatory approach. *Energy Policy, Renewable Energy in China* 51: 662-672.
- Schneider, C., Höller, S., Lechtenböhrer, S., Yetano Roche, M. (2015). Re-industrialization and low-carbon economy-can they go together? Results from stakeholder-based scenarios for energy-intensive industries. forthcoming.
- Shi, H., Chertow, M., Song, Y. (2010). Developing country experience with eco-industrial parks: a case study of the Tianjin Economic-Technological Development Area in China. *Journal of Cleaner Production* 18: 191-199.

- Sinden, G.E., Peters, G.P., Minx, J., Weber, C.L. (2011). International flows of embodied CO<sub>2</sub> with an application to aluminium and the EU ETS. *Climate Policy* 11: 1226-1245.
- Skelton, A., Guan, D., Peters, G.P., Crawford-Brown, D. (2011). Mapping Flows of Embodied Emissions in the Global Production System. *Environ. Sci. Technol.* 45: 10516-10523.
- Tanaka, K. (2011). Review of policies and measures for energy efficiency in industry sector. *Energy Policy* 39: 6532-6550.
- Tsupari, E., Kärki, J., Arasto, A., Pisilä, E. (2013). Post-combustion capture of CO<sub>2</sub> at an integrated steel mill – Part II: Economic feasibility. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 16: 278-286.
- UNIDO. (2014). Industry 4 inclusive and sustainable development.
- UNIDO. (2013). Industrial Development Report 2013. Sustaining Employment Growth: The Role of Manufacturing and Structural Change, United Nations Industrial Development Organisation. ed. United Nations Pubns.
- UNIDO. (2011). Industrial Development Report 2011 Industrial Energy Efficiency for Sustainable Wealth Creation: Capturing Environmental, Economic and Social Dividends, United Nations Industrial Development Organisation. ed. United Nations Pubns.
- Van Berkel, R., Fujita, T., Hashimoto, S., Geng, Y. (2009). Industrial and urban symbiosis in Japan: Analysis of the Eco-Town program 1997–2006. *Journal of Environmental Management* 90: 1544-1556.
- Wara, M.W. (2008). Measuring the Clean Development Mechanism's Performance and Potential (SSRN Scholarly Paper No. ID 1086242). Social Science Research Network, Rochester, NY.
- Worrell, E., Blinde, P., Neelis, M., Blomen, E., Masanet, E. (2010). Energy efficiency improvement and cost saving opportunities for the U.S. iron and steel industry (No. LBNL-4779E). Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Worrell, E., Laitner, J.A., Ruth, M., Finman, H. 2003. Productivity benefits of industrial energy efficiency measures. *Energy* 28: 1081-1098.
- Xu, T., Flapper, J. (2011). Reduce energy use and greenhouse gas emissions from global dairy processing facilities. *Energy Policy* 39: 234-247.
- Xu, T., Sathaye, J., Galitsky, C. (2011). Development of Bottom-up Representation of Industrial Energy Efficiency Technologies in Integrated Assessment Models for the Iron and Steel Sector (No. LBNL-4314E). Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Yeo, D., Gabbai, R.D. (2011). Sustainable design of reinforced concrete structures through embodied energy optimization. *Energy and Buildings* 43: 2028-2033.

- Zhang, J., Wang, G. (2008). Energy saving technologies and productive efficiency in the Chinese iron and steel sector. *Energy* 33: 525-537.
- Zhang, S., Worrell, E., Graus, W. (2014). Integrated assessment of co-benefits between energy efficiency improvement and emission mitigation in Chinese iron and steel industry. Presented at the Eceee Industrial Summer Study.
- Zhu, Q., Geng, Y., Sarkis, J., Lai, K.-H. (2014). Barriers to Promoting Eco-Industrial Parks Development in China. *Journal of Industrial Ecology* n/a-n/a.

 GREEN TECHNOLOGY CENTER

- 
- **Maria Yetani Roche:** 2011년 영국 런던정경대(LSE)와 부퍼탈 연구소에서 박사학위를 받았다. 현재 독일 부퍼탈 연구소 기후, 환경 및 에너지 팀의 연구원으로 재직중이다. 주요 논문으로는 “Concepts and Methodologies for Measuring the Sustainability of Cities”(공저), “Public attitudes towards and demand for hydrogen and fuel cell vehicles”(공저), “A structured and qualitative systems approach to analysing hydrogen transitions”(공저) 등을 발표했다. 주요 관심분야로는 도시 지속가능성, 기후변화완화 경제학, 산업정책 등이다(maria.yetano@wupperinst.org).
  - **Manfred Fischedick:** 독일 슈투트가르트 대학에서 신재생에너지 통합 연구로 박사학위를 받았다. 현재 독일 부퍼탈 연구소 부소장, 연구 그룹 1 “Future Energy and Mobility Structures” 부서장 및 부퍼탈 대학교 스펀터 경제경영학부 교수로 재직중이다. IPCC 신재생에너지 특별보고서 주요저자, 독일 브란덴부르크 자문위원회 멤버, World Renewable Energy Congress 2008 국제조직위원회 멤버 등을 역임했다. 주요 관심분야는 에너지시스템과 에너지 시나리오 분석, 혁신에너지 기술, 인프라 분석, 녹색 기업가 정신, 지속가능한 도시 인프라 구축 등이다.

---

# Climate Change and Industry: Challenges and Opportunities

Maria Yetano Roche / Manfred Fishedick  
Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy

---

**Abstract** The industry sector accounted for just over 30% of global GHG emissions in 2010 and scenarios envisage a continuing rise in demand for energy-intensive materials. This article sums up the most recent international analysis (IPCC, IEA, UNIDO, Global Energy Assessment) to give a broad view of the current prospects for reducing GHG emissions in industry. It does so from a global perspective, complementing where necessary where regional and sector-specific case studies. The article addresses the portfolio of options available, their technical and economic potentials, the experience in the use of policy instruments in industry, the synergies and tradeoffs that mitigation in the industry sector can have with other policy objectives, and the specific concerns of developing countries. Long-term decarbonisation pathways for the sector are also presented.

**Key words** Climate Change, GHG, Decarbonisation pathways

---

## I. Introduction

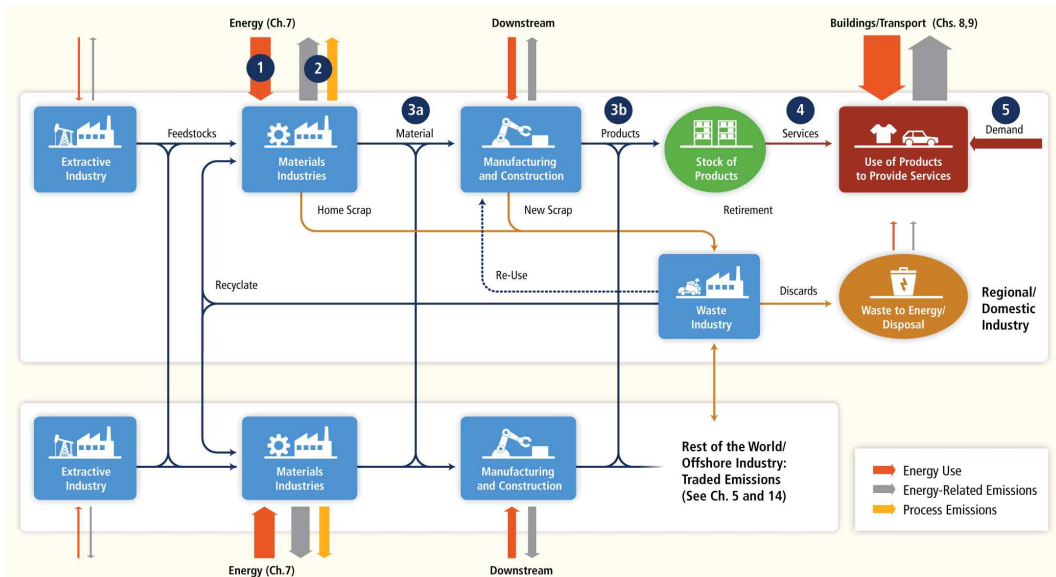
The industry sector accounted for just over 30% of global GHG emissions in 2010 (Fishedick et al., 2014). When compared to the major energy-end use sectors (transport, buildings, AFOLU), industry is currently the largest emitter of greenhouse gas (GHG) emissions. The key energy intensive material-conversion sectors (cement, iron and steel, chemicals, pulp and paper and aluminium) dominate the energy use and emissions in industry. Most scenarios envisage a continuing rise in demand for materials, by between 45% to 60% by 2050, relative to 2010 production levels.

The transition from current patterns of industrial production to a future in which goods are produced sustainably requires new more integrated approaches. Two particular aspects of this change, from the standpoint of climate change mitigation, are:

On the one hand, there is the need to consider the industry sector as **inextricably linked** to the other sectors of the economy. From this perspective, opportunities for the reduction of GHG emissions can be found over the whole supply chain of industrial materials and goods, from the raw material to the provision of final services. As shown in Figure 1-1, energy and emissions efficiency are only part of the picture. Material efficiency in manufacturing (e. g., through reducing yield losses or re-using old materials without recycling) and in product design (e. g., designing for extended product life or for lower material use) are increasingly regarded as essential strategies for the industry sector. Moreover, industrial sector output can be reduced by using products more intensively in other sectors of the economy (e. g. in transport through car sharing, therefore reducing the number of cars per individual; or in buildings through higher building occupancy, potentially leading to lower cement demand). Finally, there is potential for reducing the demand for services without affecting wellbeing.

The other change in perspective relates to the need to see address the **multiple synergies** between policy goals. It has already been demonstrated that investing in industrial energy efficiency makes financial sense at the firm level, and many current policies aim to bring down the barriers between the investor and these financial gains. However, GHG mitigation in industry holds potential benefits to the wider economy that remain understudied and unexploited. The industry sector lies at the heart of the many governments' decisions regarding the maintenance of wealth and the creation of employment (see Box 1 for a closer look at the case of developing countries). It is in this context that sustainable industrial production can bring about productivity and competitiveness advantages, along with gains in public health and other policy realms.

Some of the above perspectives have been put forward by the most recent international analyses (e.g. IPCC, IEA, UNIDO, Global Energy Assessment). We sum these up to provide a broad view of the current prospects for reducing GHG emissions in industry. It does so from a global perspective, complementing where necessary where regional and sector-specific case studies. The article addresses, among other things: the portfolio of options available, their technical and economic potentials, the experience in the use of policy instruments in industry, the synergies and tradeoffs that mitigation in the industry sector can have with other policy objectives, and the specific concerns of developing countries. Long-term decarbonisation pathways for the sector are also presented. At the end, the most pressing gaps in knowledge are synthesized.



**Figure 1–1.** A schematic illustration of industrial activity over the supply chain (including traded emissions), according to latest Assessment Report of the IPCC. Options for climate change mitigation in the industry sector are indicated by the circled numbers: (1) Energy efficiency, including increased material recycling; (2) Emissions efficiency; (3a) Material efficiency in manufacturing; (3b) Material efficiency in product design; (4) Product-Service efficiency; (5) Service demand reduction. Source: Figure 10.2 in (Fischedick et al., 2014).

### Box 1. Implications for developing countries

The industry sector lies at the heart of the many governments' decisions regarding the maintenance of wealth and the creation of employment. Manufacturing offers developing countries an opportunity to grow and improve the quality of life of their populations (UNIDO, 2013).

As discussed in Section 2, emerging economies now account for the majority of the production capacity for energy-intensive materials. The high shares of new energy-efficient capacity in India and China have however largely offset the upward effect of this change in the global centers of production (IEA, 2014). Moreover, small-scale industry sectors such as textile, food and beverage and SMEs are particularly important for developing countries (Saygin et al., 2011b). As developing countries reduce the income gap with developed countries, the shift seen in their economies in the last decades, from low-technology to medium- and high-technology manufacturing, will continue. Placing investments in new energy-efficient processes and plants at the right moments of a country's structural change will be one of the keys for managing global industrial emissions.

The strategy for promotion industrial energy efficiency in Least-developed countries (LDCs) will depend on the rate at which they follow the structural change trend of developing countries (Fishedick et al., 2014).

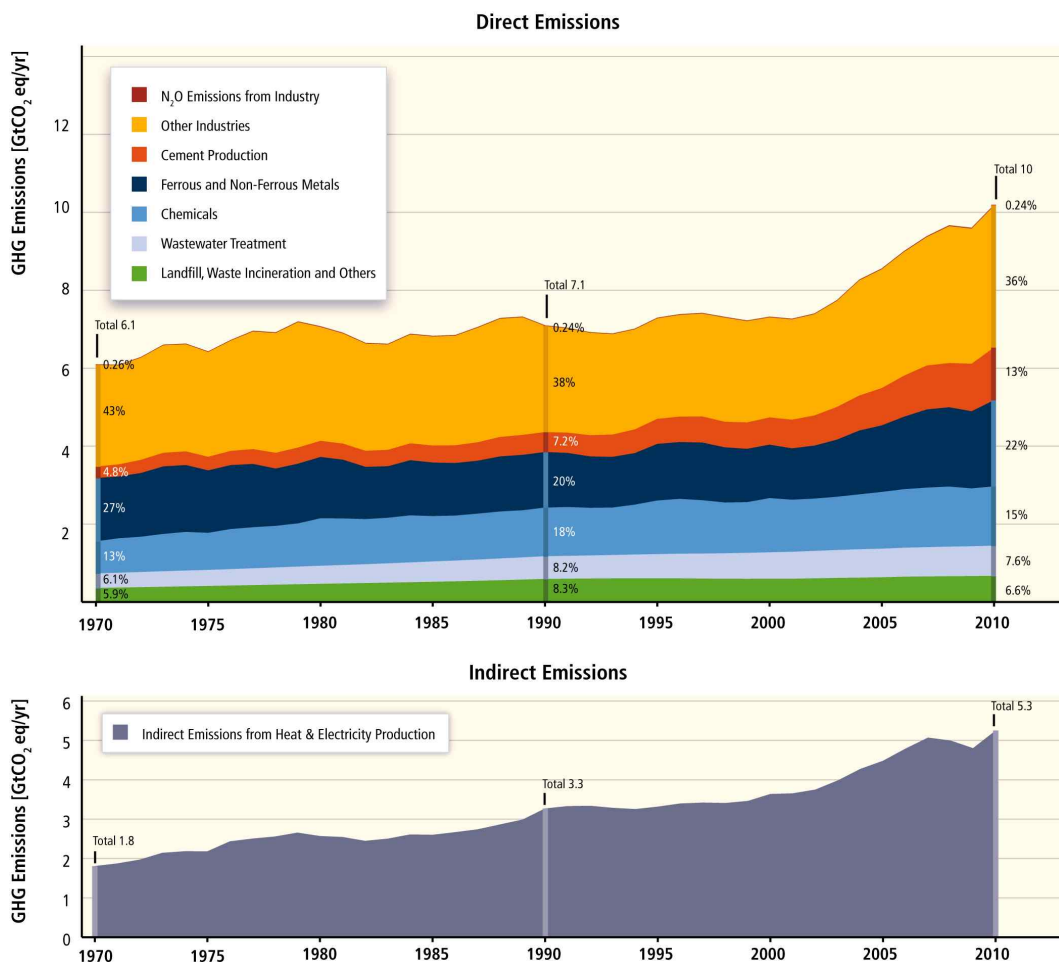
Notwithstanding structural considerations, there is also growing evidence of the financial case for energy efficiency investments in developing countries (e.g. as summarised in (UNIDO, 2011)), and of the role of co-benefits of mitigation in industry in a developing country context (see section 6). The effect of climate finance mechanisms, including future ones such as the Green Climate Fund, on the industrial sector is of importance in this context. The large volume of credits and projects in the CDM gives an indication of the potential, but the systems need to be improved to avoid strategic behaviour, as the case of industrial HFC-23 shows (Wara, 2008).

## II. Global trends of the sector

Trends in industrial energy use and emissions are understood through the study of the changes in material consumption and production and in industrial energy intensity (amount of energy used to produce a unit of value added). The latter is in turn driven by both structural and technological factors. Industrial energy intensity decreased markedly from 1990 to 2000, especially in developing economies and due mainly to technological change. It has however remained fairly stable since (UNIDO, 2011). Moreover, this progress has been more than off set by growing industrial production worldwide (IEA, 2012). As a result, and despite the declining share of industry in global gross domestic product (GDP), total industrial energy consumption and GHG emissions have continued to rise. GHG emissions grew from 10.4 GtCO<sub>2</sub>eq in 1990 to 13.0 GtCO<sub>2</sub>eq and are now double the levels of 1970 (Fishedick et al., 2014), see Figure 2-1.

The increase is largely fuelled by rising materials demand in non-OECD countries, which now use 66% of industrial energy, up from 50% in 2000 (IEA, 2014). Developing countries are the also the largest producers of energy-intensive materials, and will continue to be so during the next decades (Banerjee et al., 2012; IEA, 2014) (see Box 1). At the same time structural changes in the industrial sector meant that the five most energy-intensive industry sectors – iron and steel, cement, chemicals and petrochemicals, pulp and paper, and aluminium – increased their share of total industrial energy use to 67% in 2011 from 57% in 1990 (IEA, 2014). These

sectors consume about three-quarters of all fossil fuels used in industry and are responsible for almost 80% of total industrial CO<sub>2</sub> emissions (IEA, 2012). Industry has a range of emission sources: direct energy-related emissions and indirect CO<sub>2</sub> emissions from the production of electricity and heat for industry each account for a 40% share of the total. The remaining 20% is composed of process-related emissions, mainly from cement production (Fischedick et al., 2014). In 2010 over half of global direct GHG emissions from industry originated in Asia, and a quarter in OECD countries (Fischedick et al., 2014).



**Figure 2-1.** Total global industry direct and indirect GHG emissions by source, 1970 – 2010 (Source: Figure 10.4 in (Fischedick et al., 2014)). Note: the categories "wastewater treatment and landfill" and "waste Incineration and others", while shown in this figure, are not included in the scope of this paper.



It is important to note that the trade of products leads to significant differences between ‘territorial’ and ‘consumption-based’ measures of industrial emissions (as indicated in Figure 1-1 by the area named "Rest of the world"). Thus, in China, the share of embodied emissions in exports (mainly electronics, metal products, textiles, and chemical products) to total annual emissions accounted for 27% of total emissions, or a value greater than the total emissions from any country other than the U.S. (Minx et al., 2011). Western Europe tends to top the list of largest net importers of emissions (Skelton et al., 2011).

#### **Box 2. Cross-sectoral GHG mitigation effects**

Some strategies for GHG mitigation require a system-wide view, as emissions reductions in one end-use sector (e.g. transport, buildings, AFOLU) may come at the expense of increased emissions in industry. Examples of this involve material substitution in vehicles and the demand for new materials for new buildings. GHG emissions from vehicle use can be reduced if cars are built with lightweight materials such as high-strength steel and aluminum. However, for primary aluminum, the increase in GHG emissions from material production may be larger than the GHG savings from vehicle weight reduction (Geyer, 2008). Emissions reductions for aluminum-intensive vehicles would require the creation of a closed-loop recycling system of the resulting end-of-life scrap; a practice that does not currently occur (Kim et al., 2011). An example of a vehicle technology aimed at reducing GHG emissions with positive effect in industrial emission is the replacement of the conventional air conditioning refrigerant, HFC-134a, with an alternative refrigerant with lower global warming potential such as CO<sub>2</sub> (refrigerant 744) (Lutsey and Sperling, 2008).

Emissions embodied in construction materials are in general not considered when a building is designed and constructed, as focus often lies on improving the energy efficiency of its operation and maintenance (Yeo and Gabbai, 2011). Embodied carbon can however be particularly relevant for low energy buildings because of the increased levels of insulation, the heavier mass of materials used and the additional technologies (Monahan and Powell, 2011). Sartori and Hestnes (2007) found out that between 2% and 38% of a traditional building lifetime energy demand is associated with all the material used in the construction, rehabilitation and maintenance phases. This range may increase to 9-46% for a low-energy building.

### **III. Options and potential for climate change mitigation**

In the following sections, we review estimates of potential for reduction of GHG emissions from industry. We do this by following loosely the options outlined in Figure 1-1. The options

related to reducing the energy and carbon intensity of production processes are dealt with under a broad "technology-related" category. Other options include material efficiency, collaboration among industries, and demand-side options. Finally, we make a synthesis of the overall potential (be it technical or economic) in the industrial sector as a whole and in specific sub-sectors, drawing from quantitative analysis where possible.

## 1. Technology-related options

Despite significant improvements in energy and process efficiency in the energy-intensive sectors in the last decades, substantial potential to further technology-based improvements still exists. New-build facilities in emerging economies can employ the most energy-efficient technologies, whereas a range of options exist for retrofitting. Moreover, in the less energy intensive industries, there are still many energy efficiency options both for process and system-wide technologies and measures (Fischedick et al., 2014). The following sections look at key best-practice and best-available technologies<sup>1)</sup> which can be applied in a cross-cutting or sector-specific manner, as well as the most promising break-through innovations.

### 1) Cross-cutting options

In industry, energy efficiency opportunities are found across all sectors, with savings potentials of over 10% in steam and process heating systems and of over 20% in motor systems (e.g., pumps, fans, air compressors) (Banerjee et al., 2012; McKane and Hasanbeigi, 2011). Electronic control systems and the use of ICT can cost-effectively help to optimize the performance of motors, compressors, steam combustion, heating, etc. in both large industrial plants and SMEs (Masanet, 2010). Improved insulation in industrial plants is an example of a saving potential that is often overlooked: it has been estimated that installing or improving industrial energy insulation would cost-effectively reduce the energy consumption of EU27 industry by 3% (EIIF and Ecofys, 2013).

---

1) BAT and BPT can be defined as: "BAT (Best Available Technology): the most energy-efficient way of producing goods and services that is commercially viable and in use; BPT (Best Practice Technology): the top performing technologies and practices for industrial energy efficiency among those in use by most plants within an industry" (UNIDO, 2011).

Other cross-cutting opportunities include process integration, heat pumps and cogeneration (Banerjee et al., 2012). Brown et al (2013) estimate that industrial cogeneration could meet 18% of U.S. electricity requirements by 2035, compared with its current 9% market share.

Including non-energy uses, industry consumes 84% of global coal and peat (Bruckner et al., 2014). The switch to less emission-intensive fuels and feedstocks is already underway in most sectors and regions due to structural or cost optimization reasons, however most forecasts present a need to further accelerate fuel switching in order to achieve emission targets in industry. Similarly, indirect emissions from electricity use in industry are also forecast to decrease as the grid decarbonises, but greater electrification of industrial processes is needed to reduce carbon intensity to the necessarily levels.

Direct use of biomass, waste and other renewable energy sources accounted for 6% of the final energy use in 2009 (IEA, 2012). This is mainly due to the use of black liquor in pulp and paper sectors and the use of bagasse in sugar factories and other uses in traditional industries. It is however feasible to increase the share of renewables in industry for process heating (e.g. solar thermal for low-grade steam, biomass-based thermal energy), cooling, and power (Banerjee et al., 2012). Some key opportunities for renewable energy are dealt with in the individual sector-specific sections below.

Significant improvements in recycling technologies and practices are possible in all sectors (Gutowski et al., 2013). Recycling leads to an energy saving when producing new material and is already applied –sometimes to very high degrees- in industry, particularly in steel, aluminium and paper. Although often seen as a material efficiency strategy, strictly, recycling does not reduce demand for material, as it shifts demand to the secondary material market. It is important to remember that recycled metal uses can be limited by the limited grade of secondary metals: the quality of recycled metals is often dependent on the addition of pure primary materials. Additionally, recycling depends on the availability of secondary materials: the rate of stock replacement and of demand affect decisions on investing in recycled materials. This is particularly the case for new materials because there is no stock in products where the secondary material can be taken from.

Most forecasts envisage that a large part of emission reduction in energy-intensive industry will occur by carbon dioxide capture (up to 30 % in 2050, see Box 4). Innovative materials such as lightweight steel, high-strength aluminium, novel chemical and construction materials

may help in achieving emissions reductions in the industry or other sectors (see Box 2). Finally, in terms of non-energy emissions reductions, opportunities exist for hydrofluorocarbons used as refrigerants to be replaced by alternatives (e. g., ammonia) and for emissions to be reduced by leak repair, refrigerant recovery and recycling (Fischedick et al., 2014).

### Box 3. Estimating improvement potentials with benchmarking

Benchmarking is primarily a tool that helps plant managers to assess their improvement potential. However, it can be used as a policy tool, for estimating the improvement potential for the whole sector compared to BPT (Banerjee et al., 2012; Fischedick et al., 2014; Saygin et al., 2011b). Benchmarking methods vary: some systems choose a representative sample of plants, or propose the average energy use of the most-efficient region as the international benchmark. However, increased data disclosure by companies (including by associations such as the Cement Sustainability Initiative, the World Steel Association and the International Aluminum Association) is translating in a way of carrying out benchmarking for a significant share of the total production volume. By compiling actual energy use data measured at companies globally, Saygin et al (2011b) estimate a global energy saving potential at  $17.3 \pm 4.6$  EJ/yr (see Table 1 below). Uncertainty around these values is nevertheless significant as there is a paucity of high-quality data, especially for complex sectors like chemicals.

**Table 1. Energy saving potentials in the manufacturing industries by application of the methodology in (Saygin et al., 2011b)**

Sector	Improvement Potential (%) <sup>1</sup>	Total final energy use (EJ/yr) <sup>1</sup>	Total worldwide energy savings potential (EJ/yr)
Iron and steel	9-30	7.7-18.2	6.1
Cement and lime	22-26	3.7-7.8	3.1
Chemical and petrochemical	7-19	7.7-9.7	2.3
Pulp and paper	28-25	5.2-1.6	1.9
Non-ferrous metals	19-29	1.6-2.4	1.0
Food and beverages	40 <sup>2</sup>	3.0-3.4	2.1

1 First value of each ranges indicates the value estimated for Industrialised countries, whereas the second value corresponds to developing countries.

2 Value only available for industrialized countries.

Source: adapted from (Saygin et al., 2011b).

## 2) Sector-specific options

### (1) Iron and steel

Energy intensity is relatively stable in the steel sector, but its energy use grew by 6.2% annually from 2000 to 2011 (IEA, 2014). The demand for material is projected to increase from 210 kg of crude steel in 2010, to between 270 kg/capita and 319 kg/capita by 2050 (IEA, 2012). The IEA (2014) estimates that about 21% of energy use could be saved if current BATs were applied in all new and refurbished plants, while (Kermeli et al., 2014) puts the figure at 31% of the projected levels of consumption in 2050. Increasing the use of the more efficient electric arc furnaces (EAF) is constrained by the costs of electricity and the availability of scrap (Fishedick et al., 2014; Milford et al., 2013). Indeed, due to insufficient scrap availability, China has recently increased its share of blast furnace/basic oxygen furnace (BOF) technologies (IEA, 2014). The phasing out of open-hearth furnaces and limiting coal-based direct reduced iron (DRI) production are also required to meet targets.

Additional options in this sector include improved heat and energy recovery from process gases, better process coupling, improved fuel delivery through pulverized coal injection, fuel switching and feedstock substitution (use of biomass, waste, electrolysis, gas-based DRI, charcoal, ferro-coke) and use of coke dry quenching and top pressure recovery turbines (Fishedick et al., 2014; Hasanbeigi et al., 2013c; IEA, 2014; Worrell, E et al., 2010; Xu et al., 2011).

Emerging technologies include CCS, hydrogen reduction, capture and recovery of blast furnace gases and smelting reduction (Hasanbeigi et al., 2013a; IEA, 2014). The European-based Ultra-Low Carbon Dioxide Steelmaking (ULCOS) consortium has faced technical and financial problems, and is now replaced by the Low Impact Steel making project, which aims to demonstrate a commercial-scale blast furnace with CCS (IEA, 2014; Tsupari et al., 2013).

### (2) Cement

Cement accounts for most of the energy use in the processing of non-metallic minerals (lime, glass, soda, ceramics, brick, etc), with clinker production being the most energy intensive step. Despite the recent improvements observed in the energy and emission intensity of cement plants (IEA, 2012), many options still exist to improve the thermal and electric efficiency of cement production as well as for fuel and feedstock switching. The IEA (2014) estimates that the

overall technical potential for current energy use reduction is 18%. Oda et al. (2012) found that the least efficient regions consumed 75% more energy than the best in 2005.

Cost-effective options in cement manufacturing are in switching to best practice clinker-to-cement ratio (i.e. reducing the clinker content in cement). Energy savings can also be obtained by using clinker substitutes, although the potential and costs are dependent on regional availability and the price of substitutes (Fischedick et al., 2014). The use of alternative fuels (e.g. waste, biomass, scrap tires and waste oils) is an important area of study, and it is estimated 12% to 15% of the power consumed in a cement plant can be generated through waste heat recovery (IEA, 2014). Hasanbeigi et al. (2013b, 2010) estimate that about 20% of the fuel used by Thailand's cement industry in 2005 could have been reduced (80% of which cost-effectively) and that savings equivalent to 6 and 1.5 times the total electricity and fuel use in the Indian cement industry in 2010, respectively, could be realized almost cost-effectively for the period 2010 –2030.

Fitting cement kilns for CCS is technically feasible but it has yet to be piloted, and it is estimated that it could increase the costs of cement considerably (Croezen and Korteland, 2010; IEAGHG, 2008; Naranjo et al., 2011). Other innovations, including emerging alternative cement products, are awaiting commercialization (Hasanbeigi et al., 2012).

### (3) Chemicals and fertilisers<sup>2)</sup>

The chemical industry is very heterogeneous, with a large number of inputs, processes and products. This poses considerable challenges in terms of data availability and analysis. However, a small number of intermediate products dominate the energy use in this sector: for example, ammonia (for fertilizer production), chlorine and ethylenes. Ethylene is produced via steam-cracking, which is the most energy consuming processing the chemical industry (Ren et al., 2006). Upgrading all steam cracking plants to BPT could reduce energy intensity by 23% with a further 12% saving possible with BAT (Fischedick et al., 2014; Saygin et al., 2011a). In the sector as a whole, the IEA (2014) estimates that application of BPT could save 24% of current energy use, while Broeren et al. (2014) find that 25% of emission reductions are possible with BPT. Between 2010 and 2030, 60% of new capacity for production of chemical

---

2) The way the scope of this sector is defined has important implications on its emission balances and mitigation aspects: refining or the processing of fossil fuels for use as energy vectors may or may not be considered within the chemicals sector.

products is projected to be built in non-OECD regions (Broeren et al., 2014).

The chemicals sector is a great consumer of fossil fuels as feedstocks. Carbon emissions from this use are projected to increase due to greater use of coal in ammonia and methanol production (Daioglou et al., 2014). Promoting the switch to natural gas or biomass as a feedstock could reduce carbon emissions but at a higher cost and land-use requirements (Ren and Patel, 2009)

Other options in the portfolio for emission reductions are switching to low-carbon fuels, increasing recycling and saving on process heat. Emerging technologies such as CCS/CCU in ammonia/urea production and polymer synthesis, or catalytic cracking can provide further energy efficiency benefits. Abatement of non-CO<sub>2</sub> gases is particularly important in this sector: the use of secondary catalysts, thermal destruction of N<sub>2</sub>O emissions from nitric and adipic acid production and the improvement of plant operation conditions for nitric and adipic acid production are key options, as are the reduction of HFC-23 emissions from HFC-22 production (EPA, 2013).

#### (4) Pulp and paper

Demand for paper and cardboard continues to grow at rates of over 3% per year (Banerjee et al., 2012). A broad range of energy efficiency technologies are available for this sector (Kramer et al., 2009; Laurijssen et al., 2012). This is particularly the case in countries that operate small-scale mills (e.g. China, India), although these countries are rapidly installing larger modern paper mills using imported recovered paper (Banerjee et al., 2012). Indeed, increased feedstock substitution (i.e. using recovered paper) is one of the main areas of potential for decreasing energy and carbon intensity in this sector. The share of recovered paper used in paper manufacturing is increasing steadily, and paper recycling in Europe and North America approached 70% in 2011 (CEPI, 2012). Overall, the IEA (2014) estimates that the technical potential for energy use reduction in paper and pulp production is 26%.

The European paper industry reports that over 50% of its energy supply is from biomass, and CHP accounted for 95% share of its power use in 2011, according to the Confederation of European Paper Industries (CEPI, 2012). This means that biomass and CHP hold further potential globally. Regarding innovative breakthroughs, in 2013 CEPI announced promising lab-scale results of the application of deep eutectic solvents (DES) allowing production of pulp

at low temperatures and atmospheric pressure, which could potentially reduce CO<sub>2</sub> emissions by 20% from current levels by 2050 (CEPI, 2013). CCS for the European pulp and paper industry has been studied by Jönsson and Berntsson (2012), showing that there is a challenging geographic miss-match between the location of the emission clusters and the location of probable CCS infrastructure.

#### (5) Non-ferrous metals (Aluminium)

The per capita consumption of finished aluminium is expected to either double or triple between 2010 and 2050, due to higher penetration of aluminium as a material in a wide range of sectors, especially transport (see Box 2) and construction (IEA, 2012). The ongoing decline in energy intensity of the sector has been brought about by the build up of new energy-efficient capacity in emerging economy. For example, China is now among the world's most energy-efficient primary aluminium producers, thanks to high shares of new capacity (Sinden et al., 2011). However, most of the reduction potential still lies in China, where most lower-quality bauxite sources are currently used (IEA, 2014). Energy intensity reductions is however not sufficient to offset the demand-driven increase in emissions. Reducing carbon intensity in this highly electricity-dependent sector is key: although as many as half of aluminium plants are supplied by hydroelectric sources, indirect emissions emissions-mainly electricity-related emissions from smelters- account for over 80 % of total GHG emissions in the sector (Fischedick et al., 2014). Moreover, there is still scope for energy efficiency improvements by applying current BATs. Overall, the IEA estimates that the technical potential to reduce energy use is 11% compared to current levels (IEA, 2014).

Production from recycled aluminium requires 3% to 8% of the energy to produce primary aluminium (IEA, 2014), so a large share of emissions reduction could come from an increased use of aluminium scrap. Most aluminium recycling currently arises at pre-consumer stage (i.e. is internally recycled during production and in construction) (Cullen and Allwood, 2013) Recycling rates can be increased through increased use of post-consumer scrap and new technologies for separating the different alloys (Liu et al., 2012) and by increasing the availability of end-of-life aluminium through demand management strategies.

Aluminium production innovations which continue to be at an R&D stage include multipolar electrolysis, inert anodes and carbothermic reactions, while CCS for aluminium is currently



starting to be explored.

#### (6) Other sectors

Substantial technology-related mitigation potential exists in other less energy-intensive manufacturing processes such as textile and wood processing, particularly where they take place in Small- and Medium-Sized Enterprises. SMEs are typically the cornerstone of industrial activity in many developing countries (see Box 1), and can represent a large share of the economy in emerging economies (Banerjee et al., 2012). Many of the options relate to cross-cutting technologies such as CHP, improved heat exchange and boilers, which are described above. Here we select the examples of food and beverage processing in order to provide specific insights. In food processing, literature suggests that reductions between 5% and 35% of total CO<sub>2</sub> emissions can be realized cost-effectively in the meat and slaughtering sector, by fuel switching and investing in increased heat exchanger networks or heat pumps meat and slaughtering (Fritzson and Berntsson, 2006). Thermal and mechanical vapour recompression in drying of wet corn milling would allow for energy savings of 15 to 20% (Galitsky et al., 2003). Xu and Flapper (2011) suggest that there is also a large global potential for energy savings in dairy processing plants. Improvements in refrigeration (e.g. better insulation, reduced ventilation) could bring improvements throughout the industry (Cullen et al., 2011).

#### **Box 4. CCS for industry**

Most forecasts envisage that a large part of emission reduction in industry will occur with CCS (up to 30% in 2050, see Section 4). However, while there are at least seven gas processing plants in operation equipped with CCS, and another seven under construction for gas processing and power generation, worldwide there is only one large-scale industrial CCS facility currently in operation, and another in execution (both for fertilizer production) (Global CCS Institute, 2011). CCS in gas processing and parts of chemical industry (ammonia production) are seen as possible early opportunities as the CO<sub>2</sub> in flue gas is already highly concentrated, resulting in lower costs and higher process energy efficiency (Kuramochi et al., 2012a). Emission-intensive industrial sectors like cement or iron and steel (see section 3.1) have less pure CO<sub>2</sub> concentrations in flue gas, although these are nonetheless higher than from power plants (Cheng et al., 2010). One of the attractions of CCS is that it does not require significant changes to production processes, where other mitigation options might require a considerable changes or retro-fitting (Croezen and Korteland, 2010). As regards industrial use of captured CO<sub>2</sub>, the

potential is thought to be rather small and the storage time of CO<sub>2</sub> in industrial products often short (Mazzotti et al., 2005).

CCS in industry – as in the power sector – faces a set of barriers which are subject to much research. A global survey of industry stakeholders revealed that, among the barriers of implementing CCS, 'uncertainty in payback' was perceived to be the greatest risk across all sub-sectors and regions. The 'risk of stakeholder acceptance' was rated second highest, followed by risks of productivity losses (Napp, 2014).

### 3) Material–efficiency

It is increasingly acknowledged that measures beyond energy and carbon efficiency technologies are needed if GHG emission reductions in the industry sector are to meet the needed levels (Allwood et al., 2013, 2012, 2010; Fishedick et al., 2014; Gutowski et al., 2013; Milford et al., 2013). Reducing yield losses in materials production, reusing old material, designing for extended product life and light-weight design and de-materialization are some of the options available. They can be implemented through process innovations and new approaches to design. These strategies require not only technical but also policy changes (see Section 7) that can impact manufacturer and consumer behaviour by raising awareness and changing preferences (see demand-side options section below). Their potential is currently difficult to quantify, and there is comparatively less experience in the implementation of these strategies. System approaches are needed to advance understanding of how these measures can contribute to emissions reductions in the industry sector and how they impact other sectors (see Box 2). To illustrate the potential, some selected examples are given below.

#### (1) Reducing yield-losses:

A quarter of all steel, and a half of all aluminium produced each year does not make it into final products and is scrapped (and then internally recycled) in the process of manufacturing. The technical potential for reducing the production of scrap in production by process innovations (e.g. in blanking and stamping sheet metal) and new approaches to design has been investigated quantitatively via case studies (Milford et al., 2013, 2011): it is estimated that total energy use could be reduced by 17% and 6% and total CO<sub>2</sub> emissions by 16% and 7% for the steel and aluminium industries respectively.

### (2) Reusing material and remanufacturing:

Mass flow and stakeholder analysis studies (Cooper, 2014; Cooper and Allwood, 2012) have suggested that up to 30% of old structural steel and aluminium components could be reused components at end of their product life. End-of-life materials can be "cascaded" to lower-quality uses, refurbished for higher quality ones, or remanufactured in the case for goods that have significant residual value at its end of life (e.g. toner cartridges). For steel, areas for reuse include the replacement of building components and the reforming of ship plates. For aluminium, the main areas of reuse are in buildings and car wheels. Potential barriers include incompatibility between products and corrosion, while drivers include financial savings and a currently growing supply of material. However not all options are energy efficient: that is the case, for example, of the remanufacturing of energy-using products or of products that are transported over long distances (Gutowski et al., 2011).

### (3) Lightweight design

Many products could be one-third lighter without loss of performance. Case studies show that around 30% of global metal use could be saved by lightweight design: exploiting lightweight design opportunities for these five products which cumulatively account for 30% of global steel product output could reduce global steel requirements by 5%, and similar opportunities could reduce global aluminium requirements by 7%. However, many of these light-weighting face economic and consumer preference barriers (Carruth et al., 2011).

### (4) Increasing life span of components or whole products

Approximately 40% of annual demand for steel worldwide is used to replace products that are discarded because of failure. However, many of the steel components within products are still usable when the product is discarded. In particular, the potential lifespan of the steel-rich structure is typically much greater than its actual lifespan (Cooper et al., 2014). Design strategies could be exploited to facilitate the replacement of components (instead of that whole products), and to make the repair and upgrade of products more attractive. In the buildings sector, refurbishment and new build have similar costs, but currently buildings are replaced long before the end of their lifespan due to changing user needs or planning permissions.

**Box 5. Collaboration among industries and cross-sectoral cooperation**

Collaboration between two or more companies that lie in geographic proximity, such as in eco-industrial parks or industrial clusters, can help to achieve the economies-of-scale needed for implementing mitigation options, and to overcome technological and infrastructure barriers. Companies that collaborate can benefit from exchange of by-products (e.g. waste heat) and infrastructure sharing, as well as joint purchase of energy efficient technologies. Few assessments exist on the exact impacts of such collaborations on improved material and energy use.

Kalundborg, a small industrial zone on the Danish coast near Copenhagen is seen as the archetype of the spontaneous evolution of industrial symbiosis (Jacobsen, 2006). The web of material and energy exchanges among companies (and with the local community) has developed over the last sixty years. Many national programmes now promote industrial symbiosis actively through the set up of eco-industrial parks, such as the Chinese National Eco-industrial Park Demonstration Program launched in 2000 (Shi et al., 2010). Information is often all that is needed to bring down the transaction costs: the UK's National Industrial Symbiosis Programme (NISP) is free for businesses and brokers resource exchanges between companies. The programme is regarded as successful by industry, whose rapid results in a cost-effective manner (International Synergies Ltd, 2009). The obstacles encountered in practice relate to a lack of technological solutions and of capacity building (Zhu et al., 2014).

Cross-sectoral cooperation, such as CCS clusters that serve the power generation and manufacturing industries jointly, offers further opportunities. In particular, urban symbiosis is seen as a win-win strategy in many countries, particularly in China where cities suffer the impacts from the local pollution of surrounding manufacturing areas (Dong et al., 2014, 2013; Geng et al., 2010). Within the Eco-town programme in Japan (van Berkel et al., 2009), an example of a single urban-industry symbiotic relationship in the city of Kawasaki showed that using municipal solid wastes to make cement lead to a reduction of more than 15% in industrial CO<sub>2</sub> emissions, with further potential for improvement (Hashimoto et al., 2010).

Economic clusters of SMEs are of particular importance in developing economies, and the potential for exploiting mitigation opportunities through collaboration remains underexploited. (Fischedick et al., 2014). Two particular areas in which intra-industry and cross-sectoral cooperation can enhance energy and material use is that of waste and recycling (Chen et al., 2012), and of water reuse and wastewater treatment. Industry is a large water user: global water demand for manufacturing is projected to increase by four-fold from 2000 to 2050, which is higher than for other sectors (OECD, 2012). A number of measures are available to help industrial parks improve water resource management (Geng et al., 2007).

## 2. Demand-related options

The level of demand for material goods and manufactured products has a significant effect on the activity of the industry sector and resulting GHG emissions (Fisdick et al., 2014). Products that replace other products at the end of their lifespans, as well as new products -introduced to satisfy new needs, or as a result of technological advances- both come into the equation. The demand for products is ultimately driven by the human demand for the services that such products deliver. Demand for services is thus in part responsible for the resulting GHG emissions of the sector.

As introduced in section 2 above, demand is growing globally. The IEA (2012) states that per capita consumption of crude steel amounted to 201 kg in 2010, and is expected to increase to between 270 kg/capita and 319 kg/capita by 2050. Regarding cement, the global average per capita consumption was about 450 kg in 2009. By 2050, the demand will average between 470 kg/capita and 590 kg/capita. This may seem a relatively small increase but regional differences are important: non-OECD countries (excluding China) are expected to rise from an average of 218 kg/capita in 2009 to between 480 kg/capita and 570 kg/capita in 2050. The demand for household, sanitary wrapping and packaging paper is expected to more than double by 2050, while the demand for newsprint and printing paper will increase at a much slower pace (IEA, 2012).

As introduced in section 3.1 above, technical options exist to deliver current levels of products and services with less material, but many of them -in particular many material-efficiency options- are dependent on changing the preferences of consumers (be them individual consumers or sectors, such as the public sector). Policies that incentivize technology-related options in industry (e.g. carbon pricing, voluntary agreements etc) are not always suited for changing consumer preferences towards products. Demand-related options therefore include a range of policy tools aimed at driving cultural and lifestyle shifts in consumer preferences, habits of individuals, and social norms. Such policies can either target the:

**Reduction of product demand without reducing the service provided**, through using products for longer or more intensively. More intense use can entail either more precise use of consumables (e.g. using the right amount of detergent, reducing food waste - see (Bajžlj et al., 2014)), or less idle time of durable products (e.g. car-sharing initiatives). Delivering the same level of service with

fewer products can also include dematerialisation (e.g. use of e-readers instead of paper),

**Management of demand for services** so that it can be satisfied with less emission-intensive products (e.g. in transport, promoting mode switching to satisfy mobility needs with less cars), or

**Reduction of the demand for services** (e.g. travelling shorter distances for leisure), without reducing overall wellbeing.

There are no quantitative estimates of mitigation potential for these options. Case studies and examples from the as yet scarce literature on demand-related options as they relate to specific industry sectors are reviewed by Fishedick et al. (2014).

There are still relatively few policies directly targeted towards reducing the amount of materials needed to make a product and the amount of products needed to satisfy demand for a service. Sustainable consumption and production (SCP) policies are moreover only recently being assessed from the perspective of climate change mitigation. Policy packages directly reducing the products needed per unit of service, or the material input per unit of product include the European Action Plan on Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industry (EC, 2008). This plan takes a two-pronged approach: supporting the supply of sustainable products and services and stimulating the demand for these. It includes both voluntary and regulatory instruments, such as the Eco-design, Eco-label and Energy Label Directives, as well as the Green Public Procurement policies. However these packages include few specific policies and, most importantly, do not set quantitative targets nor explicitly address the reduction of demand for products and services.

The concept of "demand management" brings up complex and controversial issues, in particular with regards to developing countries where product and service demand will most grow due to rising incomes and levels of wellbeing. For this reason SCP policies call for different strategies in developing and developed countries. Initiatives that question the use of wealth indicators such as GDP are also gaining terrain (for example, the EU's "Beyond GDP Initiative"). There are moreover initiatives that arise from the bottom-up (e.g. social innovation), on which policy could tap in order to trigger wider changes.

We acknowledge that this is only a brief approximation to the issue of demand-related options. There are a host of other influencing factors and fields of knowledge, such as the

symbolic uses of products, attitudes towards new (and vintage) products, etc. The social sciences are currently producing far more knowledge on this issue than what can be covered here.

#### IV. Long term decarbonisation pathways

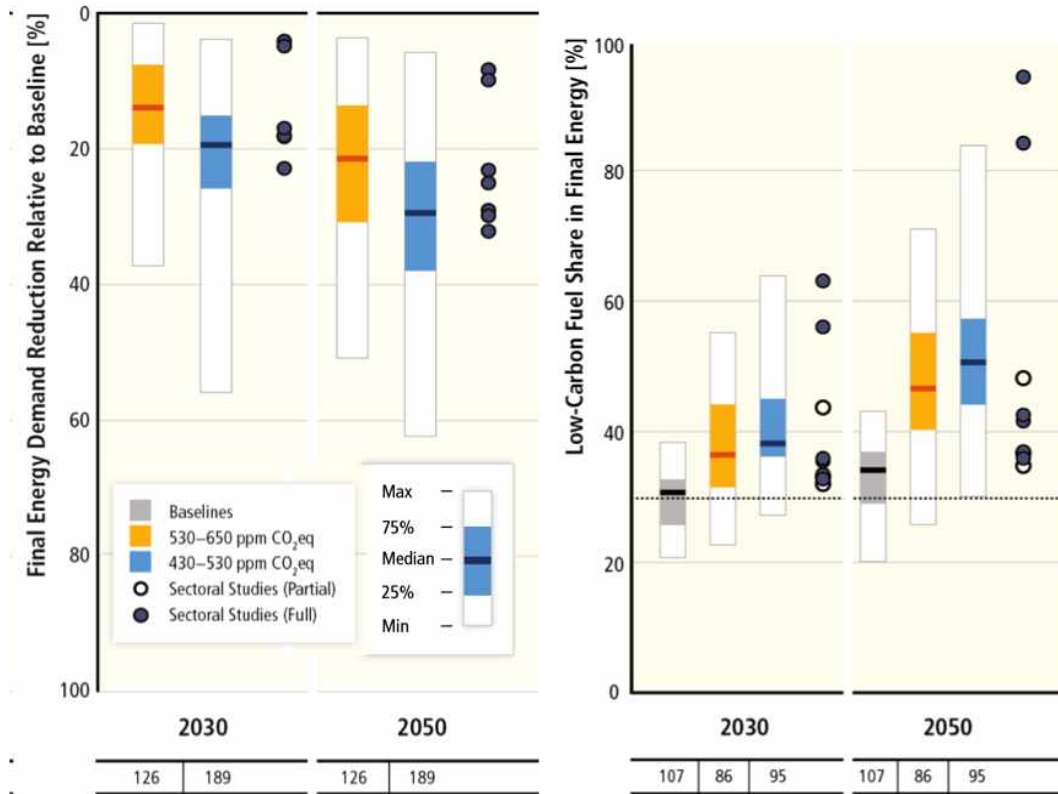
The sections above have described key emission-reducing options, noting where possible their quantitative potential and profitability. This section sums up the quantitative mitigation potentials of different sector scenarios, reviewing recent assessments and focusing on the more long-term pathways that aim for deeper cuts in GHG emissions.

The IEA (2014, 2012) estimates that the implementation of BATs globally could by 2050 reduce industrial overall energy consumption by 20% from current levels. For this to occur at least-cost, all new facilities and retrofitted equipment need to reach BAT level, otherwise later upgrades will be very costly. On the other hand, industry-specific studies suggest that broad application of BAT could reduce energy intensity by about 25%, while innovation could deliver further reductions of 20% (Fischedick et al., 2014) (see Box 3 for further sector-specific estimates). These studies suggest that low cost options (in the ranges of 0-50 USD/tCO<sub>2</sub>eq, and even below 0) exist, but to achieve near-zero emission intensity levels in the industry sector would require a significant change of end-use mix or innovative options like CCS, which are associated with higher costs (50-150 USD/tCO<sub>2</sub>) (Fischedick et al., 2014). However, important regional variations exist with regards to the estimates of mitigation potential.

Integrated models analyzing all end use sectors and their interdependencies point towards possible reductions in industrial final energy compared to baseline and depending on the ambition of GHG mitigation of 22 to 38% (see Figure 4.1 below, from (Clarke et al., 2014; Fischedick et al., 2014)). The same studies see the potential for switching to low carbon fuels, including electricity, heat, hydrogen and bioenergy ranges from 44 to 57% of final energy.

Most of these scenarios are aggressive, not only requiring immediate deployment of BAT across a large number of production processes, but also quick commercialization of new innovations. In particular, CCS (see Figure 4.2 and Box 4) is considered the most important new technology option for reducing direct emissions in the sector. The IEA (2014, 2012) estimates that more than 30% of industrial emission reductions in its so called 2DS scenario

(i.e. the scenario which has the highest probability of staying within the 2°C targets) would be brought about by CCS, and that without CCS, emissions in 2050 would not be reduced.



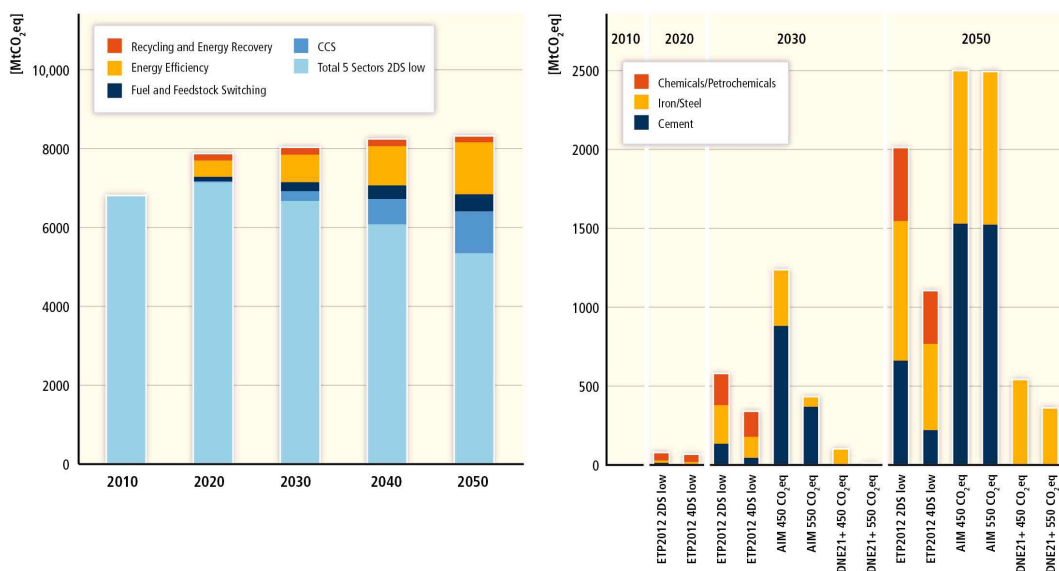
**Figure 4-1.** Left panel: Final energy demand reduction relative to baseline in the industry sector by 2030 and 2050 in mitigation scenarios reaching 430-530 ppm and 530-650 ppm CO<sub>2</sub>eq in 2100 compared to sectoral studies. Right panel: Development of final energy low-carbon fuel shares in the industry sector by 2030 and 2050 in baseline and mitigation scenarios reaching 430-530 ppm and 530-650 ppm CO<sub>2</sub>eq in 2100 compared to sectoral studies. Low-carbon fuels include electricity, heat, hydrogen, and bioenergy. Source: Figures 6.37 and 6.38 in (Clarke et al., 2014).

The 2DS scenario and similar scenario investigations suggest that trends in industrial CO<sub>2</sub> emissions must be reversed very soon if the increase of global average temperature is to be limited to 2°C compared to pre-industrial level. To meet the IEA's 2DS targets, emissions must be reduced by 17% by 2025, which is the same rate at which emissions grew from 2007 to 2011. The high risk of not achieving these targets calls for the implementation of cost-efficient



measures beyond energy efficiency and CCS. Most recent assessments and modeling exercises (e.g. IPCC's AR5, IEA's ETP 2014) acknowledge that on a short- and mid-term perspective a further contribution could come from material efficiency and demand reduction. On the long-run decarbonisation of end-use carriers (e.g. renewable energy based electricity or synthetic gases and fuels) is a promising option.

However, to date integrated assessment scenarios cannot accurately project the effect of changes in material efficiency and demand reduction, although the IEA does make a first exploration of the effects of demand in its high and low demand scenarios (see Figure 4.2, left panel), while some of the more detailed industry models contain some elements of material demand in the analysis. The rudimentary representation of materials and demand aspects in long-term scenarios limits the evaluation of the relative importance of these options (Fishedick et al., 2014), and leads to a bias in the emphasis of policymakers who prefer to rely on quantitative targets.



**Figure 4-2.** Mitigation of direct CO<sub>2</sub>eq annual emissions in five major industrial sectors: iron/steel, cement, chemicals/petrochemicals, pulp/paper, and aluminium. The left panel shows results from IEA scenarios (IEA, 2012), broken down by mitigation option. The tops of the bars show the IEA 4DS low demand scenario, the light blue bars show the 2DS low demand scenario. The bar layers show the mitigation options that contribute to the emission difference from the 4DS to the 2DS low demand scenario. The right panel shows mitigation by CCS of direct industrial emissions in IEA, AIM Enduse and DNE21+ models. Scenarios are shown for those subsectors where CCS was reported. Source: Figure 10.14 in (Fishedick et al., 2014).

**Box 6. A regional study: NRW's mitigation scenarios for industry sector, a participatory approach**

North Rhine-Westphalia (NRW) is home to one of the most important industrial regions in Europe, and is the first German state to have adopted its own Climate Protection Law (CPL), which binds the state to reducing its GHG emissions by at least 25% by 2020 and by at least 80% by 2050 compared to 1990 levels. NRW emits about a third of German greenhouse gas (GHG) emissions (305 MtCO<sub>2</sub>eq in 2012) or about 7% of the EU's GHG emissions, and its total emissions are equivalent to those of Spain. The state is therefore key for meeting national and European climate targets. The CPL mandated the development of a Climate Protection Plan (CPP) which will break down the state-wide reduction targets into sectors and time frames and which envisaged strong stakeholder participation. Stakeholders representing the industrial sector were involved in the modelling of the regional industrial energy and emissions scenarios and in the identification of sectoral potentials of climate protection via participatory scenario development (Schneider et al., 2015). Six stakeholder consultation workshops with about 40 stakeholders of 16 stakeholder groups representing main energy-intensive industries, industrial associations, trade unions, chambers of commerce, environment-/conservation and consumer organisations, associations of municipalities, academia and others.

In the realm of energy and climate change mitigation, stakeholder-based scenario building is being increasingly used for inputting relevant data and for improving interpretations of model outputs, as well as for translating the results of the analysis into strategies (Mathy et al., 2015; Schmid and Knopf, 2012). NRW's is a rare example of the use of participatory modelling as a basis for implementing mandatory long-term climate mitigation goals.

## V. The challenges, the opportunities

Barriers and opportunities to mitigation of GHG emissions are actor-specific and can be addressed by various levels of governance: from the broader governance framework (planning, targets), through specific policies and instruments (see section 6).

A relatively longstanding research activity into energy efficiency in industry has revealed that, while there may not be many insurmountable technical barriers for a large decrease in emissions, and although many of the options are cost-effective, there are a range of information, motivation and financial barriers that hinder energy efficient upgrades (the so-called "energy efficiency gap"), as well as various unintended consequences of mitigation such as rebound effects (Fischedick et al., 2014). In a firm, efficiency is often one feature of a broader

investment decision with multiple objectives (IEA, 2013). Currently, more and more databases are helping firms and policy makers to identify the costs and benefits of efficiency with a particular focus on the impacts on competitiveness (e.g. (IEEP, 2013)). Lack of information on the energy and no-energy savings that can be achieved are addressed by Energy management systems (EnMS), audits and benchmarking, although in most countries such programmes are either semi-voluntary or completely voluntary. Material efficiency also faces significant implementation barriers as the share of the costs of materials in products is relative low compared to the cost of labour and energy. This, together with a lack of research on the potential, inhibits this opportunity. Demand-reduction options, as reviewed in section 3.2, face even greater obstacles, as pricing does not reflect the externalities of the use of material products, and national accounting systems reward increases in spending for products.

While mitigation measures often face barriers at the company or sector level, they also represent opportunities. A typical example of a co-benefit from GHG mitigation in the industry sector is an increase in productivity via reduced use of energy or raw materials inputs and resultant production cost reduction. A study of the impact of energy saving technologies and innovation investments on the productivity of Chinese iron and steel enterprises found that productive efficiency growth can be attributed among other factors to the adoption and amelioration of energy saving measures and the investments in improved techniques associated with energy saving (Zhang and Wang, 2008). Zhang et al (2014) analysed investment required to add energy efficiency end-of-pipe pollutant control options to reduce air pollutants emission in Chinese iron and steel industry. The results show that energy efficiency measures are more cost-effective to reduce air pollutant emissions than end-of-pipe controls, especially for SO<sub>2</sub> emission reduction. They also find that some end-of-pipe technologies not only cost more but also consume more energy.

Investments can also lead to reduced costs of environmental compliance and waste disposal, decreased liability, new business opportunities, or improved work conditions. They also present opportunities to improve innovation in industrial processes and stimulate investment in more efficient production techniques (Bourgouin, 2014; Fishedick et al., 2014). It is important to note that co-benefits need to be assessed in the light of the costs of implementation of the mitigation options (e.g. training requirements, losses during technology installation) (Worrell et al., 2003), which may be larger for SMEs or isolated enterprises (Zhang and Wang, 2008).

The implementation of industrial GHG mitigation options can also lead to positive and negative effects at the macro-level, i.e. on the whole economy and society. The quantification of the benefits and costs that a mitigation technology or practice produces at this level is only recently becoming mainstream. Moreover different stakeholders may have different perspectives of what the corresponding losses and gains are. A recent study by the IEA (OECD, 2014) estimates that large-scale energy efficiency programmes would result in GDP growth rate of between 0.25 to 1.1% per year, create employment and bring about significant energy cost savings. Health and well-being impacts could quadruple the economic savings. Identifying mitigation technology options that results in emissions reduction and energy efficiency improvements as well as minimizing negative outcomes on socio-economic issues is therefore becoming crucial, including with regards to the climate mitigation-adaptation nexus (see Box 6).

At the economy-wide level, mitigation policies in industry and services can have a positive effect on other policy objectives such as local pollution and therefore health. Quantification of these benefits is often done on a case-by-case basis. For example, Mestl et al. (2005) find that the environmental health benefits of using electrical arc furnaces for steel production in the city of Tiyan (China) could potentially lead to higher benefits than other options, despite being the most costly option. If existing barriers to deployment of industrial application of CCS (see Box 4) can be overcome, it could bring about local pollution benefits as it would lead to very low emissions rates, even in the absence of local pollutant regulations (Kuramochi et al., 2012b).

#### **Box 6. Industry and Climate Change**

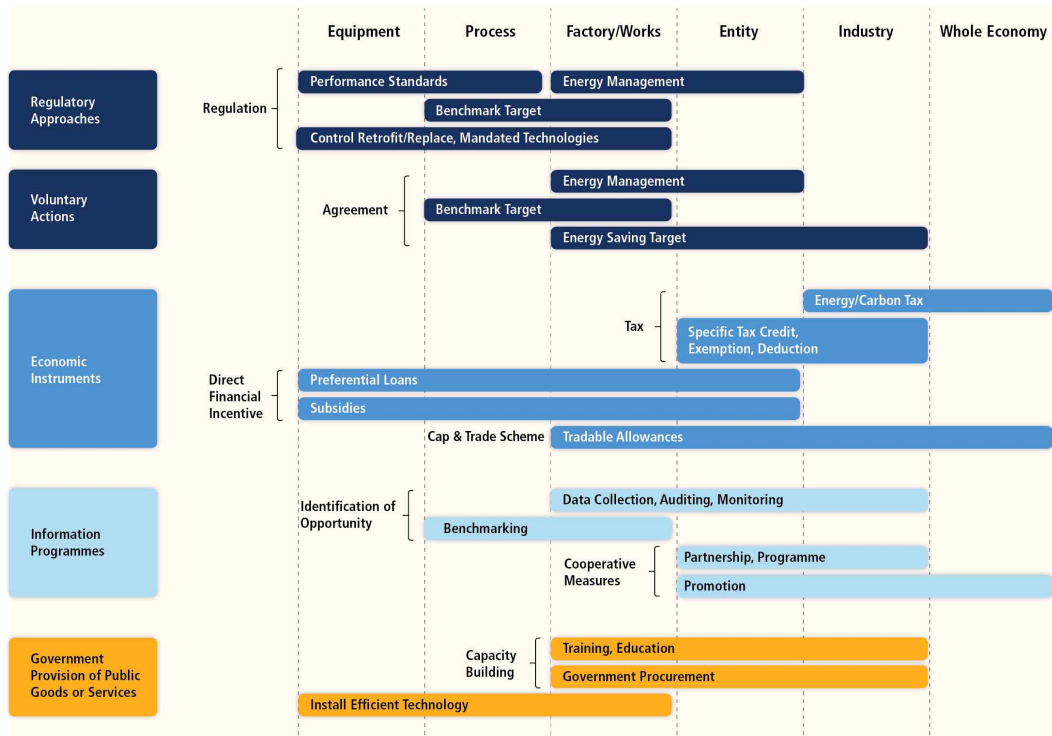
While this article focuses on the way in which industry can reduce its effect on the climate, the question of what are the impacts of climate change on primary is of interest. While the effects of climate change on energy production, agriculture and services sectors such as health, insurance and tourism are relatively well understood, in the case of mining and manufacturing there is only a small number of studies (IPCC, 2014). Kjellstrom et al (2009) make a theoretical assessment of the potential impact of climate change on labour productivity under an assumption of no adaptation. Depending on the scenario considered, they estimate that productivity losses could reach maximums of between 15 and 27% in the long-term, particularly in humid countries. Other countries may also experience benefits (up to 6%). Hsiang (2010) finds a statistically significant effect of thermal stress on non-agricultural output of Caribbean countries in the last decades.

There is a strong need for more knowledge on which are the most climate-sensitive production processes and what locations, types of facilities and machinery have the greatest potential vulnerability. Impacts could damage global supply-chains (Khazai et al., 2013), infrastructure and industrial capital assets, and could reduce availability of renewable natural resources, including water. Rising demand for products used to adapt to climate impacts (e.g. materials for flood protection) could, perversely, create pressures to increase industrial emissions (Bourgouin, 2014).

## VI. Policy aspects

There is no single policy that can address the full range of mitigation measures available for industry and overcome associated barriers (Fishedick et al., 2014), and current practice acknowledges the importance of policy mixes and of national contexts. Policies can target various barriers, such as lack of awareness, lack of economic incentives, and lack of commercially available technologies, or try to harness different opportunities, such as firm-level co-benefits or health benefits. There is a relatively solid basis of knowledge on the policies that are currently working in the fields of energy and carbon efficiency as part of voluntary agreements, carbon pricing and regulations (e.g. see (Abeelen et al., 2013; IIP, 2014)), but practically no experience in the field of material efficiency, and little attention to the link between demand-related policies and industry (see section 3.2).

Although we cannot delve into the details of the factors driving policy effectiveness in industry, a birds'-eye view of the instruments available to policy makers in the field of energy and emissions efficiency is given in Figure 6-1 below (some examples of ex post evaluations on these types of policies can be found in (Fishedick et al., 2014)). We may compare this traditional view of the policy portfolio with the instruments that could potentially incorporate material efficiency and demand-related mitigation options into policy mixes (e.g. rewarding lightweight design, enforcing waste prevention targets, raising consumer awareness on the need to reduce emissions embodied in material products (Allwood et al., 2012)).



**Figure 6–1.** Policies available to address energy and carbon efficiency-related options in industry (Source: Figure 10.15 in (Fischedick et al., 2014), based on (Tanaka, 2011))

## VII Conclusions, knowledge gaps and issues for future research

Industry is one of the largest GHG emitting sectors and has particular qualities such as its exposure to trade and its inherent link to all other economic sectors that depend on material commodities (e.g. cement in construction) and products (e.g. vehicles in transport). Industry is not only the concern of industrialized countries: as we move towards the Sustainable Development Goals, manufacturing plays an important role in stimulating economic development and decreasing poverty worldwide (UNIDO, 2014).

By drawing from international analysis, we have seen that despite the ongoing decline in energy intensity, there is still significant potential for improvements in energy and process efficiency in the most-energy intensive material conversion and manufacturing sectors as well as in cross-cutting industrial technologies such as motor systems and co-generation. Other main

technology-related energy and emissions efficiency options for industry include feedstock substitution, electrification, and use of renewable energy sources. Analyses of these options are however still limited for most countries and sectors because of the lack of publicly available data.

Substantial promise for a reduction in emissions lies in a more efficient use of materials and products, as well as through policies aimed at reducing demand for material goods. However estimates of potentials and costs for implementing material efficiency and demand-related reduction strategies are not available. Material flows are often not appropriately accounted for in modeling exercises, which further inhibits the quantitative analysis of these options. We acknowledge that this article has only provided a broad view and that even at this general level we have left aside many issues that would deserve mention. One example is the role that the waste industry has in creating incentives and disincentives for material efficiency.

Various barriers inhibit adoption of mitigation options (even those which are profitable or have low direct costs). Even energy efficiency investments, which are the target of most industry-oriented mitigation policies in most countries, still face high capital cost barriers. Several innovative technologies are awaiting commercialization, but the chief example – CCS – has as yet not been sufficiently demonstrated at a large scale in an industrial context. There are moreover several obstacles to taking a system view: the many interactions among industries, and between industry and other economic sectors have significant implications for GHG mitigation. We have described possibilities for collaboration among industries, and for looking at the whole supply chain in search for opportunities (e.g. upstream for opportunities for substitution of materials, or downstream for enhancing material efficiency through changes in consumer preferences). Lastly, more research is needed on the quantification of synergies between firms' goals and policy goals, as well as on the evaluation of possible co-benefits of mitigation in industry, which can help to tackle different policy problems jointly and therefore enhance the political acceptability of mitigation measures.

## References

- Abeelen, C., Harmsen, R., Worrell, E., 2013. Implementation of energy efficiency projects by Dutch industry. *Energy Policy* 63, 408–418. doi:10.1016/j.enpol.2013.09.048

- Allwood, J.M., Ashby, M.F., Gutowski, T.G., Worrell, E., 2013. Material efficiency: providing material services with less material production. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 371.
- Allwood, J.M., Cullen, J.M., Carruth, M.A., Cooper, D.R., McBrien, M., Milford, R.L., Moynihan, M., Patel, A.C.H., 2012. *Sustainable Materials: with both eyes open*. UIT Cambridge Ltd, Cambridge, England.
- Allwood, J.M., Cullen, J.M., Milford, R.L., 2010. Options for Achieving a 50% Cut in Industrial Carbon Emissions by 2050. *Environ. Sci. Technol.* 44, 1888–1894. doi:doi: 10.1021/es902909k
- Bajželj, B., Richards, K.S., Allwood, J.M., Smith, P., Dennis, J.S., Curmi, E., Gilligan, C.A., 2014. Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nature Clim. Change* 4, 924–929. doi:10.1038/nclimate2353
- Banerjee, R., Cong, Y., Gielen, D., Jannuzzi, G., Maréchal, F., McKane, A.T., Rosen, M.A., van Es, D., Worrell, E., 2012. Chapter 8 - Energy End Use: Industry, in: *Global Energy Assessment - Toward a Sustainable Future*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA and the International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria, pp. 513–574.
- Bourguin, F., 2014. *Climate Change: Implications for Extractive and Primary Industries. Key Findings from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fifth Assessment Report (AR5)*. European Climate Foundation (ECF), Business for Social Responsibility (BSR), University of Cambridge's Judge Business School (CJBS) and Institute for Sustainability Leadership (CISL), Cambridge, UK.
- Broeren, M.L.M., Saygin, D., Patel, M.K., 2014. Forecasting global developments in the basic chemical industry for environmental policy analysis. *Energy Policy* 64, 273–287.
- Brown, M.A., Cox, M., Baer, P., 2013. Reviving manufacturing with a federal cogeneration policy. *Energy Policy* 52, 264–276. doi:10.1016/j.enpol.2012.08.070
- Bruckner, T., Bashmakov, I.A., Mulugetta, Y., Chum, H., de la Vega Navarro, A., Edmonds, J., Faaij, A., Fungtammasan, B., Garg, A., Hertwich, E., Honnery, D., Infield, D., Kainuma, M., Khennas, S., Kim, S., Nimir, H.B., Riahi, K., Strachan, N., Wisser, R., Zhang, X., 2014. Energy Systems, in: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow,



- T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Carruth, M.A., Allwood, J.M., Moynihan, M.C., 2011. The technical potential for reducing metal requirements through lightweight product design. *Resources, Conservation and Recycling* 57, 48 – 60. doi:10.1016/j.resconrec.2011.09.018
- CEPI, 2013. *Unfold the Future: The Two Team Project* [WWW Document]. URL <http://www.unfoldthefuture.eu/>
- CEPI, 2012. *Key Statistics 2011–European Pulp and Paper Industry*. Confederation of European Paper Industries, Brussels, Belgium, Brussels, Belgium.
- Cheng, H.-H., Shen, J.-F., Tan, C.-S., 2010. CO<sub>2</sub> capture from hot stove gas in steel making process. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 4, 525–531. doi:10.1016/j.ijggc.2009.12.006
- Chen, X., Fujita, T., Ohnishi, S., Fujii, M., Geng, Y., 2012. The Impact of Scale, Recycling Boundary, and Type of Waste on Symbiosis and Recycling. *Journal of Industrial Ecology* 16, 129–141. doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00422.x
- Clarke, L., Jiang, K., Akimoto, K., Babiker, M., Blanford, G., Fisher-Vanden, K., Hourcade, J.-C., Krey, V., Kriegler, E., Löschel, A., McCollum, D., Paltsev, S., Rose, S., Shukla, P.R., Tavoni, M., van der Zwaan, B., van Vuuren, D.P., 2014. Assessing Transformation Pathways, in: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Cooper, D., 2014. *Reuse of steel and aluminium without melting* (Thesis). University of Cambridge.
- Cooper, D.R., Allwood, J.M., 2012. Reusing steel and aluminum components at end of product life. *Environ. Sci. Technol.* 46, 10334–10340. doi:10.1021/es301093a
- Cooper, D.R., Skelton, A.C.H., Moynihan, M.C., Allwood, J.M., 2014. Component level strategies for exploiting the lifespan of steel in products. *Resources, Conservation and Recycling* 84, 24–34. doi:10.1016/j.resconrec.2013.11.014
- Croezen, H., Korteland, M., 2010. *Technological developments in Europe: A long-term view of CO<sub>2</sub> efficient manufacturing in the European region* (No. 10.7207.47), CE Delft Report. CE Delft, Delft.
- Cullen, J.M., Allwood, J.M., 2013. *Mapping the Global Flow of Aluminum: From Liquid Aluminum to*

- End-Use Goods. *Environ. Sci. Technol.* 47, 3057–3064. doi:10.1021/es304256s
- Cullen, J.M., Allwood, J.M., Borgstein, E.H., 2011. Reducing Energy Demand: What Are the Practical Limits? *Environ. Sci. Technol.* 45, 1711–1718. doi:10.1021/es102641n
- Daiglou, V., Faaij, A.P.C., Saygin, D., Patel, M.K., Wicke, B., Vuuren, D.P. van, 2014. Energy demand and emissions of the non-energy sector. *Energy Environ. Sci.* 7, 482–498. doi:10.1039/C3EE42667J
- Dong, L., Fujita, T., Zhang, H., Dai, M., Fujii, M., Ohnishi, S., Geng, Y., Liu, Z., 2013. Promoting low-carbon city through industrial symbiosis: A case in China by applying HPIMO model. *Energy Policy* 61, 864–873. doi:10.1016/j.enpol.2013.06.084
- Dong, L., Gu, F., Fujita, T., Hayashi, Y., Gao, J., 2014. Uncovering opportunity of low-carbon city promotion with industrial system innovation: Case study on industrial symbiosis projects in China. *Energy Policy* 65, 388–397. doi:10.1016/j.enpol.2013.10.019
- EC, 2008. Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy Action Plan. {SEC(2008) 2110} {SEC(2008) 2111}.
- IIIF, Ecofys, 2013. Climate protection with rapid payback: Energy and CO<sub>2</sub> savings potential of industrial insulation in EU27. European Industrial Insulation Foundation and Ecofys.
- EPA, 2013. Global Mitigation of Non-CO<sub>2</sub>Greenhouse Gases: 2010-2030 (No. EPA-430-R-13-011). United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.
- Fischedick, M., Roy, J., Abdel-Aziz, A., Acquaye, A., Allwood, J.M., Ceron, J.-P., Geng, Y., Kheshgi, H.S., Lanza, A., Perczyk, D., Price, L., Santalla, E., Sheinbaum, C., Tanaka, K., 2014. Industry, in: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Fritzson, A., Berntsson, T., 2006. Energy efficiency in the slaughter and meat processing industry—opportunities for improvements in future energy markets. *Journal of Food Engineering* 77, 792–802. doi:10.1016/j.jfoodeng.2005.08.005
- Galitsky, C., Worrell, E., Ruth, M., 2003. Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for the Corn Wet Milling Industry. US Environmental Protection Agency.
- Geng, Y., Côté, R., Tsuyoshi, F., 2007. A quantitative water resource planning and management model for an industrial park level. *Regional Environmental Change* 7, 123–135.

- doi:10.1007/s10113-007-0026-4
- Geng, Y., Fujita, T., Chen, X., 2010. Evaluation of innovative municipal solid waste management through urban symbiosis: a case study of Kawasaki. *Journal of Cleaner Production* 18, 993–1000. doi:10.1016/j.jclepro.2010.03.003
- Geyer, R., 2008. Parametric assessment of climate change impacts of automotive material substitution. *Environmental Science and Technology* 42, 6973–6979.
- Global CCS Institute, 2011. The global status of CCS. Global CCS Institute, Canberra.
- Gutowski, T.G., Sahni, S., Allwood, J.M., Ashby, M.F., Worrell, E., 2013. The energy required to produce materials: constraints on energy-intensity improvements, parameters of demand. *Phil. Trans. R. Soc. A* 371, 20120003. doi:10.1098/rsta.2012.0003
- Gutowski, T.G., Sahni, S., Boustani, A., Graves, S.C., 2011. Remanufacturing and Energy Savings. *Environ. Sci. Technol.* 45, 4540–4547. doi:10.1021/es102598b
- Hasanbeigi, A., Arens, M., Price, L., 2013a. Emerging Energy-Efficiency and Greenhouse Gas Mitigation Technologies for the Iron and Steel Industry (No. LBNL-6106E). Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA.
- Hasanbeigi, A., Menke, C., Price, L., 2010. The CO<sub>2</sub> abatement cost curve for the Thailand cement industry. *Journal of Cleaner Production* 18, 1509–1518. doi:10.1016/j.jclepro.2010.06.005
- Hasanbeigi, A., Morrow, W., Masanet, E., Sathaye, J., Xu, T., 2013b. Energy efficiency improvement and CO<sub>2</sub> emission reduction opportunities in the cement industry in China. *Energy Policy* 57, 287–297. doi:10.1016/j.enpol.2013.01.053
- Hasanbeigi, A., Morrow, W., Sathaye, J., Masanet, E., Xu, T., 2013c. A bottom-up model to estimate the energy efficiency improvement and CO<sub>2</sub> emission reduction potentials in the Chinese iron and steel industry. *Energy* 50, 315–325. doi:10.1016/j.energy.2012.10.062
- Hasanbeigi, A., Price, L., Lin, E., 2012. Emerging energy-efficiency and CO<sub>2</sub> emission-reduction technologies for cement and concrete production: A technical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 6220–6238. doi:10.1016/j.rser.2012.07.019
- Hashimoto, S., Fujita, T., Geng, Y., Nagasawa, E., 2010. Realizing CO<sub>2</sub> emission reduction through industrial symbiosis: A cement production case study for Kawasaki. *Resources Conservation and Recycling* 54, 704–710. doi:10.1016/j.resconrec.2009.11.013
- Hsiang, S.M., 2010. Temperatures and cyclones strongly associated with economic production in the Caribbean and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 15367–15372. doi:10.1073/pnas.1009510107
- IEA, 2014. Energy Technology Perspectives 2014: Harnessing Electricity's potential. Organisation for

- Economic Co-operation and Development, Paris.
- IEA, 2013. Energy Efficiency. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- IEA, 2012. Energy Technology Perspectives 2012: Pathways to a clean energy system. International Energy Agency (IEA), Paris, France.
- IEAGHG, 2008. CO<sub>2</sub>Capture in the Cement Industry (Technical Study No. 2008/3). International Energy Agency Greenhouse Gas R&D Programme, Cheltenham.
- IEEP, 2013. Review of Cost and Benefits of Energy Savings. Institute for European Environmental Policy.
- IIP, 2014. Institute for Industrial Productivity [WWW Document]. URL <http://www.iipnetwork.org> (accessed 10.17.14).
- International Synergies Ltd, 2009. National Industrial Symbiosis Programme - The Pathway to a low carbon sustainable economy. by Peter Lay-bourn and Maggie Morrissey.
- IPCC, 2014. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jacobsen, N.B., 2006. Industrial Symbiosis in Kalundborg, Denmark: A Quantitative Assessment of Economic and Environmental Aspects. *Journal of Industrial Ecology* 10, 239–255. doi:10.1162/108819806775545411
- Jönsson, J., Berntsson, T., 2012. Analysing the potential for implementation of CCS within the European pulp and paper industry. *Energy, Integration and Energy System Engineering, European Symposium on Computer-Aided Process Engineering 2011* 44, 641–648. doi:10.1016/j.energy.2012.05.028
- Kermeli, K., Graus, W.H.J., Worrell, E., 2014. Energy efficiency improvement potentials and a low energy demand scenario for the global industrial sector. *Energy Efficiency* 1–25. doi:10.1007/s12053-014-9267-5
- Khazai, B., Merz, M., Schulz, C., Borst, D., 2013. An integrated indicator framework for spatial assessment of industrial and social vulnerability to indirect disaster losses. *Nat Hazards* 67, 145–167. doi:10.1007/s11069-013-0551-z
- Kim, H.-J., Keoleian, G.A., Skerlos, S.J., 2011. Economic Assessment of Greenhouse Gas Emissions Reduction by Vehicle Lightweighting Using Aluminum and High-Strength Steel. *Journal of Industrial Ecology* 15, 64–80.
- Kjellstrom, T., Kovats, R.S., Lloyd, S.J., Holt, T., Tol, R.S.J., 2009. The direct impact of climate change

- on regional labor productivity. *Arch Environ Occup Health* 64, 217–227.  
doi:10.1080/19338240903352776
- Kramer, K.J., Masanet, E., Xu, T., Worrell, E., 2009. Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for the Pulp and Paper Industry: An ENERGY STAR Guide for Energy and Plant Managers (No. LBNL-2268E). Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA.
- Kuramochi, T., Ramírez, A., Turkenburg, W., Faaij, A., 2012a. Comparative assessment of CO<sub>2</sub> capture technologies for carbon-intensive industrial processes. *Progress in Energy and Combustion Science* 38, 87–112. doi:10.1016/j.pecs.2011.05.001
- Kuramochi, T., Ramírez, A., Turkenburg, W., Faaij, A., 2012b. Effect of CO<sub>2</sub> capture on the emissions of air pollutants from industrial processes. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 10, 310–328. doi:10.1016/j.ijggc.2012.05.022
- Laurijssen, J., Faaij, A., Worrell, E., 2012. Benchmarking energy use in the paper industry: a benchmarking study on process unit level. *Energy Efficiency* 6, 49–63.  
doi:10.1007/s12053-012-9163-9
- Liu, G., Bangs, C.E., Müller, D.B., 2012. Stock dynamics and emission pathways of the global aluminium cycle. *Nature Climate Change*. doi:10.1038/nclimate1698
- Lutsey, N.P., Sperling, D., 2008. America's Bottom-Up Climate Change Mitigation Policy.
- Masanet, E., 2010. Energy Benefits of Electronic Controls at Small and Medium Sized U.S. Manufacturers. *Journal of Industrial Ecology* 14, 696–702.  
doi:10.1111/j.1530-9290.2010.00286.x
- Mathy, S., Fink, M., Bibas, R., 2015. Rethinking the role of scenarios: Participatory scripting of low-carbon scenarios for France. *Energy Policy* 77, 176–190. doi:10.1016/j.enpol.2014.11.002
- Mazzotti, M., Abanades, J., Allam, R., Lackner, K., Meunier, F., Rubin, E., Sanchez, J., Yogo, K., Zevenhoven, R., 2005. Mineral carbonation and industrial uses of carbon dioxide, in: IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
- McKane, A., Hasanbeigi, A., 2011. Motor systems energy efficiency supply curves: A methodology for assessing the energy efficiency potential of industrial motor systems. *Energy Policy* 39, 6595–6607. doi:10.1016/j.enpol.2011.08.004
- Mestl, H.E.S., Aunan, K., Fang, J., Seip, H.M., Skjelvik, J.M., Vennemo, H., 2005. Cleaner production as climate investment—integrated assessment in Taiyuan City, China. *Journal of Cleaner Production* 13, 57–70. doi:10.1016/j.jclepro.2003.08.005
- Milford, R.L., Allwood, J.M., Cullen, J.M., 2011. Assessing the potential of yield improvements,

- through process scrap reduction, for energy and CO<sub>2</sub> abatement in the steel and aluminium sectors. *Resources, Conservation and Recycling* 55, 1185 – 1195.  
doi:10.1016/j.resconrec.2011.05.021
- Milford, R.L., Pauliuk, S., Allwood, J.M., Müller, D.B., 2013. The Roles of Energy and Material Efficiency in Meeting Steel Industry CO<sub>2</sub> Targets. *Environ. Sci. Technol.* 47, 3455–3462.  
doi:10.1021/es3031424
- Minx, J.C., Baiocchi, G., Peters, G.P., Weber, C.L., Guan, D., Hubacek, K., 2011. A "Carbonizing Dragon": China's Fast Growing CO<sub>2</sub> Emissions Revisited. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9144–9153. doi:10.1021/es201497m
- Monahan, J., Powell, J.C., 2011. An embodied carbon and energy analysis of modern methods of construction in housing: A case study using a lifecycle assessment framework. *Energy and Buildings* 43, 179–188. doi:10.1016/j.enbuild.2010.09.005
- Napp, T., 2014. Attitudes and Barriers to Deployment of CCS from Industrial Sources in the UK, Grantham Report GR6: February 2014. Grantham Institute - Imperial College London.
- Naranjo, M., Brownlow, D.T., Garza, A., 2011. CO<sub>2</sub> capture and sequestration in the cement industry. *Energy Procedia* 4, 2716–2723. doi:10.1016/j.egypro.2011.02.173
- Oda, J., Akimoto, K., Tomoda, T., Nagashima, M., Wada, K., Sano, F., 2012. International comparisons of energy efficiency in power, steel, and cement industries. *Energy Policy* 44, 118–129.  
doi:10.1016/j.enpol.2012.01.024
- OECD, 2014. Capturing the Multiple Benefits of Energy Efficiency. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD, 2012. OECD Environmental Outlook to 2050. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Ren, T., Patel, M., Blok, K., 2006. Olefins from conventional and heavy feedstocks: Energy use in steam cracking and alternative processes. *Energy* 31, 425–451.  
doi:10.1016/j.energy.2005.04.001
- Ren, T., Patel, M.K., 2009. Basic petrochemicals from natural gas, coal and biomass: Energy use and CO<sub>2</sub> emissions. *Resources, Conservation and Recycling* 53, 513–528.  
doi:10.1016/j.resconrec.2009.04.005
- Sartori, I., Hestnes, A.G., 2007. Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article. *Energy and Buildings* 39, 249–257. doi:10.1016/j.enbuild.2006.07.001
- Saygin, D., Patel, M.K., Worrell, E., Tam, C., Gielen, D.J., 2011a. Potential of best practice technology to improve energy efficiency in the global chemical and petrochemical sector. *Energy* 36,

- 5779–5790. doi:10.1016/j.energy.2011.05.019
- Saygin, D., Worrell, E., Patel, M.K., Gielen, D.J., 2011b. Benchmarking the energy use of energy-intensive industries in industrialized and in developing countries. *Energy* 36, 6661–6673. doi:10.1016/j.energy.2011.08.025
- Schmid, E., Knopf, B., 2012. Ambitious mitigation scenarios for Germany: A participatory approach. *Energy Policy, Renewable Energy in China* 51, 662–672. doi:10.1016/j.enpol.2012.09.007
- Schneider, C., Höller, S., Lechtenböhmer, S., Yetano Roche, M., 2015. Re-industrialisation and low-carbon economy – can they go together? Results from stakeholder-based scenarios for energy-intensive industries. forthcoming.
- Shi, H., Chertow, M., Song, Y., 2010. Developing country experience with eco-industrial parks: a case study of the Tianjin Economic-Technological Development Area in China. *Journal of Cleaner Production* 18, 191–199. doi:10.1016/j.jclepro.2009.10.002
- Sinden, G.E., Peters, G.P., Minx, J., Weber, C.L., 2011. International flows of embodied CO<sub>2</sub> with an application to aluminium and the EU ETS. *Climate Policy* 11, 1226–1245. doi:10.1080/14693062.2011.602549
- Skelton, A., Guan, D., Peters, G.P., Crawford-Brown, D., 2011. Mapping Flows of Embodied Emissions in the Global Production System. *Environ. Sci. Technol.* 45, 10516–10523. doi:10.1021/es202313e
- Tanaka, K., 2011. Review of policies and measures for energy efficiency in industry sector. *Energy Policy* 39, 6532–6550. doi:10.1016/j.enpol.2011.07.058
- Tsupari, E., Kärki, J., Arasto, A., Pisilä, E., 2013. Post-combustion capture of CO<sub>2</sub> at an integrated steel mill – Part II: Economic feasibility. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 16, 278–286. doi:10.1016/j.ijggc.2012.08.017
- UNIDO, 2014. Industry 4 inclusive and sustainable development.
- UNIDO, 2013. Industrial Development Report 2013. Sustaining Employment Growth: The Role of Manufacturing and Structural Change, United Nations Industrial Development Organisation. ed. United Nations Pubns.
- UNIDO, 2011. Industrial Development Report 2011 Industrial Energy Efficiency for Sustainable Wealth Creation: Capturing Environmental, Economic and Social Dividends, United Nations Industrial Development Organisation. ed. United Nations Pubns.
- Van Berkel, R., Fujita, T., Hashimoto, S., Geng, Y., 2009. Industrial and urban symbiosis in Japan: Analysis of the Eco-Town program 1997–2006. *Journal of Environmental Management* 90, 1544–1556. doi:10.1016/j.jenvman.2008.11.010

- Wara, M.W., 2008. Measuring the Clean Development Mechanism's Performance and Potential (SSRN Scholarly Paper No. ID 1086242). Social Science Research Network, Rochester, NY.
- Worrell, E., Blinde, P., Neelis, M., Blomen, E., Masanet, E., 2010. Energy efficiency improvement and cost saving opportunities for the U.S. iron and steel industry (No. LBNL-4779E). Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Worrell, E., Laitner, J.A., Ruth, M., Finman, H., 2003. Productivity benefits of industrial energy efficiency measures. *Energy* 28, 1081–1098.
- Xu, T., Flapper, J., 2011. Reduce energy use and greenhouse gas emissions from global dairy processing facilities. *Energy Policy* 39, 234–247. doi:10.1016/j.enpol.2010.09.037
- Xu, T., Sathaye, J., Galitsky, C., 2011. Development of Bottom-up Representation of Industrial Energy Efficiency Technologies in Integrated Assessment Models for the Iron and Steel Sector (No. LBNL-4314E). Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Yeo, D., Gabbai, R.D., 2011. Sustainable design of reinforced concrete structures through embodied energy optimization. *Energy and Buildings* 43, 2028–2033. doi:10.1016/j.enbuild.2011.04.014
- Zhang, J., Wang, G., 2008. Energy saving technologies and productive efficiency in the Chinese iron and steel sector. *Energy* 33, 525–537. doi:10.1016/j.energy.2007.11.002
- Zhang, S., Worrell, E., Graus, W., 2014. Integrated assessment of co-benefits between energy efficiency improvement and emission mitigation in Chinese iron and steel industry. Presented at the Eceee Industrial Summer Study.
- Zhu, Q., Geng, Y., Sarkis, J., Lai, K.-H., 2014. Barriers to Promoting Eco-Industrial Parks Development in China. *Journal of Industrial Ecology* n/a–n/a. doi:10.1111/jiec.12176