

음식물쓰레기 비매립·비소각 처리방법별 상대적 효율성 분석

— 경제성과 환경성의 통합적 평가 —

권오상* · 강대희** · 이정임*** · 임동순****

〈차 례〉

- | | |
|----------|-------------------|
| I. 서 론 | III. 사용된 자료와 분석결과 |
| II. 이론모형 | IV. 요약 및 결론 |

I. 서 론

한국적인 식문화의 특징으로 인해 음식물쓰레기는 전국 쓰레기 발생량의 약 27%를 차지할 정도로 큰 비중을 차지하고 있다. 음식물쓰레기는 특히 80~85%

* 서울대학교 농경제사회학부.
** 농협중앙회.
*** 경기개발연구원.
**** University of Heidelberg.

의 수분을 함유하고 있어 침출수를 발생시키고, 수분을 제외한 부분은 대부분이 생분해성이 높은 유기성 폐기물로 구성되어 악취를 유발하는 등 처리에 있어 특별히 주의를 요하고 있다.

그 동안 음식물쓰레기의 처리는 매립 및 소각에 크게 의존해 왔으나, 매립과정에서 발생하는 침출수문제와 매립 및 소각용 부지를 확보하는 것이 어렵다는 문제 등으로 인해 기존의 방식을 계속 사용하기가 점차 힘들어지고 있다. 따라서 음식물쓰레기를 재활용하여 자원화하거나, 아니면 음식물쓰레기 자체를 감량화 혹은 소멸화하여 그 양을 줄이고 유해성도 없애는 방식의 처리방법에 대한 요구가 커지고 있다.

본 연구는 이상의 중요도에 주목하여 음식물의 비매립·비소각 처리방식인 공공자원화, 감량화, 소멸화가 각각 경제성 및 환경성 측면에서 볼 때 어떤 장단점을 지니는지를 분석하고자 한다.

음식물처리방법별 장단점에 대해서는 그 동안 김광임(1994, 1995), 김광임·최상기(1997), 경기도(1999), 이정임 외(2000) 등의 많은 연구가 진행되어 왔다. 그러나 이들 연구들은 폐기물처리시설의 장단점에 대한 여타 연구와 마찬가지로 경제성과 환경성을 분리하여 분석하는 한계를 가지고 있다. 즉, 특정 처리방식이 경제성과 환경성 모두에 있어 다른 처리방식에 비해 우월하다면 처리방식의 선택에 있어 이론이 없겠으나, 대개의 경우 경제성 측면에서는 우수한 처리방식이 환경성 측면에서는 불리한 경우도 많아 두 판단기준을 통합한 지표를 통해 처리방식별 장단점을 파악하는 연구가 필요하다 하겠다.

그 동안의 연구들이 경제성과 환경성을 분리하여 처리방식별 장단점을 분석한 것은 화폐단위로 평가되는 경제성과 환경적인 지표로 평가되는 환경성을 통합하는 것이 힘들기 때문이었다. 본 연구는 Färe *et al.* (1989)이 개발한 비모수적(nonparametric) 분석기법을 사용할 경우 두 지표간의 통합이 상당한 정도로 이루어질 수 있음을 보이고, 이를 이용하여 공공자원화, 감량화, 소멸화의 세 가지 음식물쓰레기 처리방법별 장단점을 파악한다.

분석에 사용된 자료로는 경기도에 설치된 각 처리시설별 처리비용 및 처리효

과에 관한 자료와 실측을 통해 구해진 소음 및 악취의 두 가지 환경지표가 사용된다.

II. 이론모형

환경기초시설별로 상대적 효율성을 분석하는 데 있어 가장 흔히 사용되는 방법은 비용-편익분석이다. 이 경우 다음과 같이 매기에 발생하는 기초시설의 편익과 비용을 비교하여 순편익의 현재가치가 최대가 되는 기초시설을 가장 효율적인 기초시설로 간주한다.

$$PVNB = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} \quad (1)$$

단, B_t = 매기에 발생하는 편익

C_t = 매기에 발생하는 비용

r = 이자율

그러나 이상의 비용-편익분석을 실제로 적용하여 경제성과 환경성을 모두 포괄하는 효율성 분석을 행하는 데는 한계가 있다. 가장 큰 어려운 점은 오염물질의 처리과정에서 발생하는 오염이나 기타 사회적 비용을 비용-편익분석의 항목에 포함하는 것이라 할 것이다. 오염물질의 경제적 가치를 평가하는 여러 가지 방법이 개발되어 있으나(Freeman, 1993; Braden and Kolstad, 1991), 이 방법들은 대개 오염물질이 환경에 축적된 정도인 오염도(ambient) 변화의 경제적 가치를 평가하는 기법들로서 환경기초시설의 오염물질배출량(emission)의 경제적 가치를 평가하는 데 적용되기에는 한계가 있다. 이런 이유로 인해 기존의 연구들은 환경기초시설 운용과정에서 발생하는 오염은 별도로 평가하고, 기초시설의 건립 및 운용비만을 가지고 비용-편익분석을 행한 바 있다(이정임 외, 1999,

2000).

본 연구는 이와 같은 비용-편익분석보다는 기초시설이 사용하는 각종 투입재 사용량과 처리량, 그리고 오염물질 배출량 간의 기술적 관계를 분석하여 처리시설별 상대적 효율성을 평가하고자 한다.

생산단위간의 상대적 효율성에 관한 이론적 기반은 Caves *et al.* (1982a, b) (이하 CCD)에 의해 제시된 바 있는데, 이들의 모형은 비록 오염물질 배출량을 포함하지는 않고 있으나, 투입물과 산출물 간의 기술적 관계를 고려하여 생산단위간의 효율성을 분석하는 모형을 제시한 바 있다. CCD모형은 다시 Pittman (1983)에 의해 오염물질 배출량을 포함하여 생산단위간의 효율성이나 생산성 격차를 분석할 수 있도록 확장된 바 있으며, Pittman (1983)의 모형이 본 연구에서 사용하는 모형의 이론적 기반이 된다 하겠다.

Pittman (1983)은 생산단위가 생산하는 산출물이 정상적인 산출물 벡터 Y_1 과 오염물질 배출량 벡터 Y_2 의 두 가지로 분리된다고 보고, 어떤 생산단위 k 의 생산기술을 다음과 같은 초월대수전환함수(translog transformation function)로 나타낸다.

$$F(\ln(Y_1^k), \ln(Y_2^k), \ln X^k, k) = 1 \quad (2)$$

단, Y_1^k = 정규 산출물 벡터

Y_2^k = 오염물질 배출량 벡터

X^k = 투입물 벡터

어떤 생산단위 k 와 다른 생산단위 l 의 상대적 효율성을 평가한다고 하자. 이를 위해 l 이 사용한 투입요소와 기술수준을 그대로 적용한다면 k 가 생산한 정규산출물들은 어느 정도나 비례적으로 줄어들 것이며, k 가 배출한 오염물질은 어느 정도나 비례적으로 증가할 것인지를 나타내는 δ_k 를 다음의 식 (3)과 같이 정의하여 이를 두 생산단위간의 상대적 효율성의 지표로 사용할 수 있다.

$$F(\ln(Y_1^k/\delta_k), \ln(Y_2^k/\delta_k), \ln X^l, l) = 1 \quad (3)$$

식 (3)의 δ_k 는 두 생산단위가 사용하는 투입물, 생산해 낸 정규산출물 및 쓰레기 배출량, 그리고 각 생산단위의 산출물 비율의 함수로 풀어진다.

마찬가지로 k 의 생산기술하에서 k 의 투입물이 그대로 사용될 경우 l 의 정규산출물이 어느 정도나 비례적으로 늘어나고, 오염물질은 어느 정도나 줄어드는지를 나타내는 δ_l 을 다음과 같이 정의하여 또 다른 효율성 지표로 사용할 수 있다.

$$F(\ln(\delta_l Y^l), \ln(Y_2^l/\delta_l), \ln X^k, k) = 1 \quad (4)$$

즉, δ_k 와 δ_l 은 비교의 기준이 되는 생산기술 및 투입물 사용량이 각기 다른 효율성 지표이다. 이 두 지표 가운데 하나를 선택하는 번거로움을 극복하기 위해 다음과 같은 통합된 지표를 선택한다고 가정하자.

$$\ln \delta_{kl} = (\ln \delta_k + \ln \delta_l)/2 \quad (5)$$

생산기술이 규모수익불변(CRS)을 따른다고 가정하고, 생산단위가 주어진 투입요소를 가지고 수입(revenue)을 극대화한다고 가정할 경우 식 (5)는 다음과 같이 정리된다.¹⁾

$$\ln \delta_{kl} = \frac{1}{2} \left[\sum_{i=1}^{M_1} (R_i^k + R_i^l) \ln(Y_{1i}^k / Y_{1i}^l) + \sum_{j=1}^{M_2} (\Omega_j^k + \Omega_j^l) \ln(Y_{2j}^k / Y_{2j}^l) \right] \quad (6)$$

1) 규모수익불변의 가정은 식 (5)의 지표와 식 (6)의 Törnqvist지수와와의 연결성을 얻기 위해 필요한 가정이다. 식 (5)의 지표는 규모수익불변의 가정없이도 효율성 지표로서의 역할을 할 수 있다.

단, $i = 1, \dots, M_1$ 은 M_1 가지의 정규산출물을 나타내는 지수
 $j = 1, \dots, M_2$ 는 M_2 가지의 오염물질을 나타내는 지수
 $R_i^k, R_i^j =$ 각각 두 생산단위의 총수입 가운데 i 번째 정규
 산출물이 차지하는 비중
 $\Omega_i^k, \Omega_i^j =$ 각각 두 생산단위의 j 번째 오염물질의 잠재적
 가치가 수입에서 차지하는 비중

따라서 Pittman (1983)의 상대적 효율성 지수는 생산성이나 효율성 격차를 분석하기 위해 흔히 사용되는 Törnqvist지수로 전환되며, 투입물, 산출물 및 그 (잠재)가격이 알려져 있을 경우 식 (6)에 의해 생산단위간의 상대적 효율성을 평가할 수 있다.²⁾ 즉, 만약 오염물질의 잠재가치(implicit value) Ω_i^k, Ω_i^j 등을 평가할 수 있다면, 이 잠재가치를 포함하는 산출단위의 수입에서 각 정규산출물과 오염물질이 차지하는 비중을 구하여 Törnqvist지수 형식의 상대적 효율성 지수를 도출할 수 있다.³⁾

Pittman (1983)의 모형은 충분한 이론적 기반을 갖춘 상태에서 정규산출물을 생산하면서 오염물질을 배출하는 생산단위간의 상대적인 효율성을 평가할 수 있도록 한다. 그러나 이 모형은 식 (1)의 비용-편익분석모형처럼 오염물질의 잠재가치 혹은 잠재가격(shadow price)을 필요로 하기 때문에 잠재가격이 알려져 있지 않을 경우 실제로 적용하기가 어렵다는 문제점을 가지게 된다.

오염물질의 잠재가격을 도출하는 것이 어려운 경우 잠재가격을 별도로 도출하지 않고도 모형내에서 자동적으로 잠재가격을 감안하면서 환경기초시설의 상대적 효율성을 평가할 수 있는 방법이 필요하다. Färe *et al.* (1989)은 비모수적 분석기법을 사용할 경우 잠재가격을 구할 필요없이 오염물질 배출량을 감안하면서 생산단위간의 상대적 효율성을 분석할 수 있음을 보여 주었다.⁴⁾

2) CCD나 Pittman (1983)의 방법을 적용하여 산출물량은 고정되어 있다고 보고 생산단위간의 투입물 사용량의 차이를 추적하여 효율성 변화지수를 도출할 수도 있으며, 산출물을 사용한 지수와 투입물을 사용한 지수를 통합하는 효율성 변화지수를 도출할 수도 있다.

3) 오염물질의 잠재가치는 마이너스값을 지닐 것이다.

어떤 N 가지 투입요소 $x \in R_+^N$ 를 사용하여 M 가지 정규산출물 $y \in R_+^M$ 과 K 가지의 오염물질 $z \in R_+^K$ 을 생산해 내는 환경기초시설을 생각해 보자. 이 경우 이 기초시설의 생산기술은 다음과 같은 산출물집합(output set)을 통해 정의할 수 있다.

$$P(x) = \{(y, z): (y, z) \text{는 } x \text{로 생산가능}\} \quad (7)$$

즉, 산출물집합 $P(x)$ 는 주어진 투입요소 x 로 생산해 낼 수 있는 모든 정규산출물과 오염물질의 집합을 나타낸다.

위의 산출물집합에서의 정규산출물은 오염물질 처리량으로 구성된다. 오염물질 처리과정에서 또다시 배출되는 소음이나 악취 등의 오염물질은 정규산출물과 마찬가지로 생산과정에서 생성되는 일종의 산출물 혹은 부산물이기는 하나 그 성격이 정규산출물과는 차이가 있다고 보아야 한다. 이러한 차이는 Färe *et al.* (1989)에 의하면 처분가능성(disposability)의 차이로 설명된다.

통상적인 정규산출물은 다음과 같이 자유처분이 가능하다고 인정된다.

$$\text{만약 } y \geq y^1 \text{ 이고 } y \in P(x) \text{ 이면 } y^1 \in P(x) \text{ 이다} \quad (8)$$

즉, 자유처분가능성(free disposability)은 생산단위가 특정 투입물 사용량과 오염물질 배출량을 유지하면서 정규산출물을 보다 적게 생산하는 것은 항상 가능함을 의미한다. 그러나 이러한 자유처분가능성을 오염물질에 대해서도 적용할 수는 없다. 오염물질은 생산과정에서 불가피하게 발생하는 부산물로서 투입물처

4) Färe *et al.* (1989)의 모형은 현재까지로서는 정규산출물 생산량과 오염물질 배출량을 동시에 감안하여 생산단위간의 생산성이나 효율성을 평가하는 유일한 모형으로 알려져 있다. 연구목적은 다르나 이와 유사한 연구로서 생산된 산출물과 배출된 오염물질량과의 기술적 관계를 분석하여 오염물질의 잠재가격을 도출하는 모형이 개발된 바 있으며, 이들 모형을 사용한 연구로 Färe *et al.* (1993), Coggins and Swinton (1996), Kwon and Yun (1999) 등이 있다.

럼 정규산출물 생산을 위해 필요한 요소라 할 수 있다.

오염물질과 정규산출물 간의 이러한 차이를 감안하기 위해 오염물질은 자유 처분이 가능하지 않고 다음과 같이 정규산출물과 더불어 약처분가능하다고 가정한다.

$$\text{만약 } (y, z) \in P(x) \text{이면 } 0 \leq \theta \leq 1 \text{ 일 때 } (\theta y, \theta z) \in P(x) \text{ 이다} \quad (9)$$

즉, 약처분가능성(weak disposability)은 오염물질과 정규산출물 생산을 동시에 비례적으로 줄이는 것은 가능하지만 오염물질만을 줄이는 것은 가능하지 않음을 의미한다. 이러한 처분가능성의 차이는 오염물질 배출량을 줄이기 위해서는 정규산출물 생산도 줄어들 수밖에 없다는 사실을 반영한다.⁵⁾

I 개의 생산단위의 투입 및 산출량 자료와 오염물질 배출실적 자료가 수집이 되었다고 가정하자. 비모수적 기법을 이용하여 이러한 자료를 설명하는 생산기술을 분석하고, 이어서 오염물질을 배출하는 각 생산단위간의 상대적 효율성을 분석하기 위해서는 생산기술을 나타내는 산출물집합 $P(x)$ 를 다음과 같이 선형 근사(linear approximation)할 수 있다.

$$\hat{P}(x) = \left\{ (y, z): y \leq \sum_{i=1}^I \lambda_i y_i, z = \sum_{i=1}^I \lambda_i z_i, x \geq \sum_{i=1}^I \lambda_i x_i, \lambda_i \geq 0 \quad \forall i, \sum_{i=1}^I \lambda_i = 1 \right\} \quad (10)$$

식 (10)에서 선형근사된 산출물집합은 특정 투입물 x 를 이용해 실제 생산되는 정규산출물의 볼록결합(convex combination)보다 크지 않은 정규산출물량

5) 약처분가능성을 가정하면 산출물집합의 많은 영역에 있어 오염물질과 정규산출물 생산량 간에 정의 관계가 존재하고, 따라서 오염물질 배출은 정규산출물 생산을 위해 필요한 요소임을 보여줄 수 있다. 이에 관해서는 Färe *et al.* (1989, 1994), Coggins and Swinton (1996)을 참조하기 바란다.

과 실제 배출되는 오염물질량의 볼록결합과 일치하는 오염물질량으로 구성된다. 식 (10)에서 $\lambda \in R_+^I$ 는 일종의 가중치 벡터로서 실제관측되는 자료들을 구성하여 x 로 생산될 수 있는 정규산출물 및 오염물질배출량의 집합을 구성할 수 있도록 한다. Färe (1988)와 Färe *et al.* (1989, 1994)에 의하면 선형근사된 집합인 식 (10)은 식 (7)의 산출물집합의 성질을 모두 보유하며, 나아가 정규산출물은 강처분가능하고 오염물질은 단지 약처분가능하다는 성질 또한 보유한다.

식 (10)에서 제약조건 $\sum_{i=1}^I \lambda_i = 1$ 는 생산기술이 규모에 대해 가변수익(variable returns to scale)을 나타냄을 의미한다. 이 조건이 $\sum_{i=1}^I \lambda_i \leq 1$ 로 변형되면 생산기술이 규모에 대해 수익이 감소하거나 일정함을 의미하고, 제약조건 자체가 부여되지 않으면 규모수익이 일정한 생산기술을 전제하게 된다(Afriat, 1972; Färe *et al.*, 1994).

Pittman (1983)이 제시하는 오염물질을 배출하는 생산단위의 상대적 효율성을 평가하는 절차는 실제로 관측되는 자료를 이용해 구축한 생산기술의 특성하에서 특정 생산단위가 생산하는 정규산출물량은 어느 정도나 비례적으로 증가(감소)시킬 수 있고 반면에 오염물질 배출량은 어느 정도나 비례적으로 감소(증가)시킬 수 있는지를 확인하는 과정을 밟고 있다. 따라서 이러한 절차를 식 (10)과 같이 구축되는 생산기술의 제약하에서 어떤 생산단위 j 에 대해 적용하면 다음과 같은 효율성 지수를 구할 수 있다.

$$\delta_j = \max \{ \tau : (\tau y^j, z^j / \tau) \in \hat{P}(x^j) \} \quad (11)$$

즉, 식 (11)의 효율성 지수 δ_j 는 j 번째 생산단위가 전체 생산단위자료로부터 구축되는 생산기술여건하에서 자신이 사용하는 투입물수준 x^j 를 유지한 상태에서 어느 정도까지 산출물 생산량은 늘리고 동시에 오염물질 배출량은 줄일 수 있는지를 나타낸다. δ_j 는 모든 생산단위에 대해 1 이상의 값을 가져야 한다. 만약 j 번째 생산단위가 매우 효율적인 생산단위라면 x^j 를 사용하는 상태

에서 j 번째 생산단위가 실제 생산해 내는 정규산출물보다 더 많은 정규산출물을 생산할 수 없고, 오염물질 배출량 역시 실제 배출량보다 더 줄일 수 없다. 따라서 이 경우 δ_j 의 값은 1이 된다. 반대로 만약 이 생산단위가 다른 생산단위에 비해 비효율적인 생산단위라면 이 생산단위가 생산해 내는 정규산출물보다 더 많은 정규산출물을 생산해 내는 것이 기술적으로 가능하고, 또한 오염물질의 경우 실제 배출량보다 더 줄여 주는 것이 가능하다. 따라서 이 경우 δ_j 의 값은 1보다 크게 된다. 이를 종합하면 δ_j 의 값이 작을수록 생산단위의 효율성이 높으며, 그 값은 1보다 작을 수 없다.

Ⅲ. 사용된 자료와 분석결과

식 (11)의 효율성 지수를 모든 생산단위에 대해 구하기 위해서는 식 (10)의 기술조건을 제약조건으로 포함하는 상태에서 식 (11)의 목적함수값 τ 를 비선형 계획법(nonlinear programming)을 통해 구하면 된다. 즉, 만약 규모수익이 가변적이라는 것을 가정할 경우에는 다음과 같은 비선형계획법의 해를 구하게 된다.

$$\begin{aligned}
 & \max \tau && (12) \\
 & s. t. \quad \tau y^j \leq \sum_{i=1}^n \lambda_i y_i, \\
 & \quad \quad z^j / \tau = \sum_{i=1}^n \lambda_i z_i, \\
 & \quad \quad x^j \geq \sum_{i=1}^n \lambda_i x_i, \quad \lambda_i \geq 0 \quad \forall i, \quad \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1
 \end{aligned}$$

만약 CCD(1982a, b)와 Pittman (1983)의 이론모형이 가정하는 바와 같이 생산기술이 규모수익불변을 따른다는 가정을 할 경우에는 식 (12)의 제약조건 가

운데 $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$ 을 제외한 상태에서 τ 의 극대값을 구하게 된다.

음식물쓰레기의 비매립·비소각 처리방법으로는 크게 공공자원화, 감량화, 소멸화의 세 가지 방법이 있다. 공공자원화는 다시 퇴비화와 사료화로 대별된다. 퇴비화는 음식물과 같은 유기성 폐기물을 퇴비로 재생하는 방법으로, 음식물 속에 포함된 생선의 뼈, 비닐, 납, 염분 등을 적절히 제거하여 퇴비화할 경우 매우 효과적인 음식물쓰레기 처리방법이 될 수 있다.

퇴비화는 다시 호기성 퇴비화, 혐기성 퇴비화, 특수 퇴비화로 나뉜다. 호기성 퇴비화는 현재 음식물의 퇴비화시설 가운데 가장 많은 시설이 사용하는 방식으로, 특별한 기술적 어려움 없이 완숙퇴비를 만들 수 있다는 장점이 있다. 혐기성 퇴비화는 설치비용은 많이 소요되나 대체에너지와 완숙퇴비를 동시에 생산할 수 있다는 장점이 있다. 반면 혐기성 퇴비화는 발효폐수를 처리하여야 하는 문제점을 수반한다(이정임 외, 2000). 특수 퇴비화는 지렁이를 이용한 퇴비화등을 의미하며, 이 경우 지렁이분은 상토와 퇴비 등으로 이용하고, 지렁이 자체는 제약원료나 낚시재료 등으로 재활용할 수 있다.

사료화는 또다른 자원화 방법으로서, 퇴비화와 마찬가지로 음식물의 매립이나 소각시 발생하는 환경피해를 많이 줄여줄 수 있는 처리방식이다. 사료화는 건조에 의한 사료화, 습식분해에 의한 사료화, 발효건조에 의한 사료화, 기름튀김방식에 의한 사료화 등으로 세분되나(김남천, 2000), 본 연구는 습식퇴비화와 건식퇴비화로 분류하기로 한다. 사료화 과정에서 발생하는 가장 큰 문제는 음식물의 경우 수분함량이 높아 저장 및 운반 과정에서 미생물의 증식이나 부패에 의한 대장균등 병원성 미생물의 오염가능성이 높다는 점이다.

음식물의 감량화는 시설규모가 비교적 작으면서 넓은 부지를 구할 수 없는 아파트나 공동주택, 학교 등의 도시에 적합한 시설을 통해 이루어진다. 매립이나 소각에 의한 음식물쓰레기의 처리가 힘들어지면서 감량화시설의 보급이 늘고 있으나, 실제 가동률은 낮은 것으로 조사된 바 있다(이정임 외, 2000). 이 시설은 음식물쓰레기의 발생량이 불규칙하고 시설의 운영과 관리가 어려운 공동

주택보다는 기기의 지속적인 운영 및 관리가 가능하고 반입되는 음식물량도 일정한 학교나 사업장을 중심으로 가동되고 있다. 음식물 감량화시설 역시 공공자원화시설과 마찬가지로 퇴비화나 사료화를 통해 음식물을 처리하거나, 자원화 없이 음식물량 자체를 줄이는 방식 등을 사용하고 있다.

소멸화방식은 비교적 새로운 음식물쓰레기 처리방식으로, 감량화와는 달리 음식물쓰레기를 소멸시켜 퇴비나 사료 등의 2차 부산물을 생성하지 않는다. 이 방식은 미생물을 투입하여 음식물쓰레기를 발효·소멸시키는 방식으로 크게 물과 미생물을 주입하여 처리하는 액화소멸방식과 woodchip에 고정화된 미생물을 이용하여 발효·소멸시키는 방식으로 양분되는데, 국내에서는 주로 전자의 방식이 사용되고 있다.

공공자원화, 감량화, 소멸화의 세 가지 처리시설별 경제성 관련자료와 오염물질 배출자료는 이정임 외 (2000)에 의해 주로 경기도에 설치·운영중인 시설을 대상으로 조사되었다.

식 (12)의 분석에 사용된 자료로서, 정규산출물 자료는 연간 오염물질 처리량이, 오염물질 배출량 자료는 소음과 악취의 배출농도가, 그리고 투입물 사용량 자료는 연간 가변비용 및 고정비용의 합이 사용된다. 투입물 사용량 자료의 경우 화폐단위로 평가된 비용자료보다는 노동투입량, 자본투입량 등의 자료가 사용되어야 하나, 특히 자본시설의 경우 처리방식별로 특성이 달라 같은 종류의 자본으로 비교할 수 없기 때문에 화폐단위로 환산된 투입물 사용량 자료를 사용하기로 한다.

비용으로는 고정비용인 시설비와 재료비, 에너지비, 인건비 등을 포함하는 가변비용 및 수거비용 등이 조사되었고, 부산물이 판매되는 경우 부산물판매수입이 조사되어 비용에서 차감되었다. 고정비용의 경우 매년 발생하는 비용이 아니므로 정률법을 적용하여 매년 발생하는 비용으로 전환되었다. 이러한 경제성 관련지표들만을 모아 각 시설의 톤당 처리비용을 도출하면 <표 1>과 같이 정리된다.

<표 1>은 소음이나 악취와 같은 처리시설이 배출하는 오염물질 배출량의 차

음식물쓰레기 비매립·비소각 처리방법별 상대적 효율성 분석

〈표 1〉 음식물쓰레기 처리시설별 비용 및 편익

처 리 시 설		가변비용 (원/톤)		고정 비용 (원/톤)	판매 수입 (원/톤)	수거 비용 (원/톤)	순비용 (원/톤)	
		Case A	Case B				Case A	Case B
공 공 자 원 화	호기성 퇴비화-A시	5,703	5,703	3,128	2,972	21,154	27,012(2)	27,012(1)
	혐기성 퇴비화-B시	27,562	27,562	13,577	292	21,154	62,001(14)	62,001(9)
	습식사료화-C시	27,227	27,227	894	7,697	21,154	41,578(7)	41,578(2)
	건식사료화-D시	25,520	25,520	21,619	7,252	21,154	61,042(13)	61,042(8)
감 량 화	감량화-A사	25,520	47,851	14,887	2,972	-	37,435(6)	59,765(7)
	감량화-B사	32,794	55,124	23,925	2,972	-	53,747(11)	76,077(13)
	감량화-C사	31,475	53,805	16,872	2,972	-	45,375(8)	67,705(10)
	감량화-D사	19,140	41,471	30,413	2,972	-	46,580(9)	68,910(11)
	감량화-E사	38,567	60,897	21,654	2,972	-	57,248(12)	79,579(14)
	감량화-F사	22,203	44,533	27,647	2,972	-	46,878(10)	69,208(12)
소 멸 화	소멸화-G사	12,629	34,960	18,998	-	-	31,628(3)	53,958(4)
	소멸화-H사	10,086	32,471	23,819	-	-	33,905(4)	56,236(5)
	소멸화-I사	7,039	29,369	13,469	-	-	20,508(1)	42,838(3)
	소멸화-J사	11,396	33,727	25,520	-	-	36,917(5)	59,247(6)

자료: 이정임 외 (2000).

이는 고려되지 않은 경제성 관련지표이다. <표 1>에서 가변비용의 Case A와 Case B는 감량화시설과 소멸화시설의 경우 인건비자료가 모든 시설에 대해 조사되지 못하기 때문에 인건비를 포함하지 않는 가변비용(Case A)과 평균인건비를 적용하여 계산된 인건비를 포함하는 가변비용(Case B)을 각각 나타낸다.⁶⁾

<표 1>에서 순비용항목의 괄호 안의 숫자는 톤당 순처리비용이 낮은 순서를

6) 이정임 외 (2000)는 <표 1>의 4개소 외에 추가로 8개의 공공자원화시설의 경제성 관련자료를 수집한 바 있으나, 이들 시설의 경우 환경성 관련자료가 조사되지 않은 관계로 본 연구의 분석에는 포함되지 않았다. <표 1>의 자료의 자세한 조사방법에 대해서는 이정임 외 (2000)를 참조하기 바란다.

〈표 2〉 직접관능법에 의한 악취도 판정

악취 판정도		
악취도	악취감도구분	실
0	무취 (none)	상대적인 무취로 평상시 후각으로 아무것도 감지하지 못하는 상태
1	감지취기 (threshold)	무슨 냄새인지 알 수 없으나 냄새를 느낄 수 있는 정도의 상태
2	보통취기(moderate)	무슨 냄새인지 알 수 있는 정도의 상태
3	강한취기 (strong)	쉽게 감지할 수 있는 정도의 강한 냄새를 말하며 예를 들어 병원에서 특유의 크로졸 냄새를 맡는 정도의 상태
4	극심한취기 (very strong)	아주 강한 냄새, 예를 들어 여름철에 재래식 화장실에서 나는 심한 정도의 상태
5	참기 어려운 취기 (over strong)	전디기 어려운 강렬한 냄새로 호흡이 정지될 것 같이 느껴지는 정도의 상태

자료: 이정임 외 (2000).

보여 준다. 감량화시설과 소멸화시설의 인건비를 포함하지 않을 경우 소멸화시설의 평균처리비용이 대체로 가장 낮은 것으로 나타난다. 그러나 감량화시설과 소멸화시설에 인건비를 포함할 경우에는 A시와 C시의 공공자원화시설의 경제성이 매우 높은 것으로 나타났다. 이 경우에도 소멸화시설은 감량화시설보다는 경제성이 높고, 자원화시설 가운데서도 B시와 D시보다는 경제성이 높은 것으로 나타났다.

음식물쓰레기 처리시설이 배출하는 오염물질로는 악취와 소음이 측정되었다.7) 소음의 경우 기계장비를 이용하여 dB단위로 측정되었고, 악취는 직접관능

7) 이정임 외 (2000)는 이 두 가지 오염물질 외에 다른 오염물질의 배출량도 측정한 바 있으나,

〈표 3〉 오염물질 배출량 측정결과

구 분	악취(직접관능법)	소음(dB)
A시(호기성 퇴비)	4	85
B시(혐기성 퇴비)	3~3.5	90
C시(사료화 산물)	3	82
D시(사료화 산물)	3.5	79
A사	1.5	72.5
B사	2.5	75
C사	2.5	77
D사	1	71
E사	2.25	79.5
F사	2	74
G사	2	68
H사	2	67
I사	2	64
J사	2.5	79

자료: 이정임 외 (2000).

법에 의해 <표 2>와 같이 측정되었다. 악취와 소음은 각 시설별로 각각 2회 측정되었고, 그 평균 측정치는 <표 3>에 정리되어 있다.

<표 3>의 측정결과를 보면 악취도와 소음도 모두에 있어 공공자원화시설이 감량화시설이나 소멸화시설에 비해 조금 더 높으며, 감량화시설과 소멸화시설은 유사한 정도의 오염물질을 배출함을 알 수 있다. 그러나 악취와 소음이 발생과 동시에 소멸되는 일종의 비축적성(nonaccumulative) 오염물질로서, 이들 오염물질 발생량은 처리되는 음식물쓰레기량과는 관련없이 배출되는 특성을 가지고 있다는 점에 유의할 필요가 있다. 즉, A시의 자원화시설과 같이 공공자원화시설의 경우 1일 음식물 처리량이 70톤을 넘어서는 경우도 있는 반면, 감량화시

모든 음식물쓰레기 처리시설에 대해 공통적으로 측정된 배출량은 이 두 가지 오염물질에 국한된다.

〈표 4〉 오염물질 배출농도의 차이를 무시할 경우의 시설별 효율성

	처 리 시 설	규모수익가변 가정시		규모수익불변 가정시	
		Case A	Case B	Case A	Case B
공공 자원화 시설	A시(호기성 퇴비화)	1.000	1.000	1.111	1.000(1)
	B시(혐기성 퇴비화)	2.295	2.295	2.551	2.295(9)
	C시(습식사료화)	1.539	1.539	1.711	1.539(2)
	D시(건식사료화)	2.262	2.248	2.511	2.260(8)
	평 균	1.774	1.770	1.971	1.773
감량화 시설	감량화-A사	1.461	1.774	1.540	2.213(7)
	감량화-B사	2.090	2.232	2.211	2.816(13)
	감량화-C사	1.755	2.069	1.867	2.506(10)
	감량화-D사	1.875	1.672	1.916	2.551(11)
	감량화-E사	2.255	2.156	2.355	2.946(14)
	감량화-F사	1.886	1.684	1.929	2.562(12)
	평 균	1.887	1.931	1.969	2.599
소멸화 시설	소멸화-G사	1.271	1.413	1.301	1.999(4)
	소멸화-H사	1.355	1.497	1.395	2.082(5)
	소멸화-I사	1.000	1.000	1.000	1.586(3)
	소멸화-J사	2.099	1.608	2.222	2.193(6)
	평 균	1.431	1.379	1.479	1.965
	전체 평균	1.724	1.727	1.830	2.182

설과 소멸화시설은 비교적 소규모 시설로서 하루 평균 수백 kg의 음식물만 처리하기 때문에 처리되는 음식물쓰레기량을 기준으로 할 경우 오히려 공공자원화시설이 오염물질을 더 적게 배출한다고 볼 수도 있다.

식 (12)를 이용하여 각 처리시설별 상대적 효율성을 평가하기 위해 각 시설이 연간처리하는 음식물쓰레기량을 정규산출물 y 로, 배출하는 소음 및 악취농

도를 오염물질벡터 z 로, 그리고 연간소요되는 가변비용, 고정비용, 수거비용의 합을 투입요소 사용량 x 로 집계하였다.

이정임 외 (2000)처럼 오염물질 배출량 정도의 차이는 무시한 채 경제성만을 가지고 처리시설별 효율성을 평가한 결과 <표 4>와 같은 분석결과가 나타났다. 이 결과는 다음과 같은 선형계획모형(linear programming model)을 14개의 모든 처리시설에 대해 풀어 도출된다.⁸⁾

$$\begin{aligned} \max \quad & \tau \\ \text{s. t.} \quad & \tau y^j \leq \sum_{i=1}^n \lambda_i y_{ij} \\ & x^j \geq \sum_{i=1}^n \lambda_i x_{ij}, \quad \lambda_i \geq 0 \quad \forall i, \quad \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \end{aligned} \quad (13)$$

<표 4>의 분석결과는 오염물질을 포함하지 않고 경제성만을 가지고 처리시설별 톤당 순처리비용을 비교한 이정임 외 (2000)의 연구결과를 정리한 <표 1>의 결과와 비교될 수 있다. 결론적으로 말하여 <표 4>는 <표 1>과 기본적으로 동일한 분석결과를 보여 주고 있다. 규모수익에 대한 가정과 인건비 처리방식에 따라 결과가 달라지기는 하나, 소멸화시설이 처리비용면에서 전반적으로 자원화나 감량화에 비해 우수하며, 이어서 자원화가 감량화보다는 더 유리한 분석결과가 도출되었다.

특히 <표 1>의 이정임 외 (2000)의 연구는 톤당 처리비용을 비교하기 때문에 음식물쓰레기 처리기술이 일종의 규모수익불변의 기술조건하에 있음을 전제하고 있다. 예를 들어, 인건비를 포함하는 Case B에 있어 처리시설별 톤당 처리비용의 순위를 매긴 <표 1>의 마지막 열의 순위와 역시 규모수익불변의 가정하에서 Case B하의 시설별 상대적 효율성을 평가한 <표 4>의 처리시설별 효율성 지수를 비교하면, 각 시설이 효율적인 순서가 완전 동일함을 확인할 수 있다. 따라서 <표 1>에 정리된 이정임 외 (2000)의 연구결과는 규모수익이라는

8) 본 연구는 선형계획법 및 비선형계획법의 해를 구하기 위해 GAMS프로그램을 사용하였다.

〈표 5〉 오염물질 배출농도 차이를 감안할 경우의 시설별 효율성

	처리시설	규모수익가변 가정시		규모수익불변 가정시	
		Case A	Case B	Case A	Case B
공공 자원화 시설	A시(호기성 퇴비화)	1.000	1.000	1.000	1.000
	B시(혐기성 퇴비화)	1.000	1.000	1.000	1.000
	C시(습식사료화)	1.000	1.000	1.000	1.000
	D시(건식사료화)	1.000	1.000	1.000	1.000
	평 균	1.000	1.000	1.000	1.000
감량화 시설	감량화-A사	1.063	1.063	1.227	1.847
	감량화-B사	1.000	1.000	1.002	1.841
	감량화-C사	1.107	1.114	1.392	2.002
	감량화-D사	1.000	1.000	1.000	1.000
	감량화-E사	1.221	1.221	2.125	2.519
	감량화-F사	1.128	1.128	1.703	1.974
	평 균	1.086	1.087	1.408	1.863
소멸화 시설	소멸화-G사	1.051	1.051	1.209	1.581
	소멸화-H사	1.038	1.038	1.300	1.707
	소멸화-I사	1.000	1.000	1.000	1.000
	소멸화-J사	1.213	1.205	1.958	1.612
	평 균	1.075	1.073	1.366	1.475
	전체 평균	1.058	1.058	1.279	1.505

기술조건의 제약과, 오염물질 배출농도의 차이를 무시한다는 제약하에서 도출된 매우 제한된 분석결과임을 확인할 수 있다.

이제 오염물질 배출농도의 차이를 포함하는 식 (12)를 통해 각 처리시설별 상대적 효율성을 분석한 결과는 <표 5>와 같이 나타난다. <표 5>에 의하면 규모수익에 대한 가정이나 인건비를 가변비용에 포함하는지의 여부에 관계없이

공공자원화시설의 효율성 지수가 1로서 경제성과 환경성을 모두 감안할 경우 공공자원화시설이 가장 효율적임을 알 수 있다. 이는 경제성만을 평가할 경우 소멸화시설이 대체로 가장 효율적인 것으로 평가된 <표 4>의 분석결과와는 아주 다른 결과이다. 이러한 결과는 오염물질 배출농도의 차이에 비해 처리량의 차이가 매우 크기 때문에 공공자원화시설이 보다 효율적인 것으로 지표계산이 되기 때문에 발생하였다.

한편 감량화시설과 소멸화시설을 비교하면, 오염물질 배출농도가 고려되지 않을 때에 비해 그 격차가 줄어들기는 하나 여전히 소멸화시설이 더 효율적인 것으로 평가되었다. 즉, 감량화시설은 소멸화시설에 비해 처리량이 많고 악취의 경우 오히려 배출농도가 소멸화시설에 비해 더 낮은 장점이 있으나, 이러한 장점이 음식물쓰레기 1톤당 처리비용의 불리함을 완전 극복할 정도로 큰 것은 아님이 밝혀졌다.

톤당 처리비용을 비교하여 경제성만을 평가하는 기존의 비용-편익분석기법은 환경성을 포함할 수 없다는 문제뿐 아니라 생산기술에 대해 규모수익불변을 가정하는 한계까지도 가지고 있다. 그러나 규모수익불변의 가정은 톤당 처리비용이 아니라 총처리비용을 구하여 비용-편익분석을 할 경우 완화할 수 있다. <표 4>와 <표 5>를 비교하면, 규모수익에 대한 가정의 차이보다는 환경성을 포함하느냐의 여부가 음식물 처리시설의 상대적 효율성 평가에 보다 결정적인 역할을 함을 알 수 있다. 따라서 환경성을 경제성과 통합하여 평가하기 힘든 기존의 비용-편익분석방법은 매우 큰 한계를 가진다 할 것이다.

IV. 요약 및 결론

본 연구는 음식물쓰레기를 처리하는 비매립·비소각 방식 가운데 대표적인 세 가지 방식인 공공자원화, 감량화, 소멸화의 상대적 효율성을 경제성과 환경

성을 통합하여 평가하였다. 분석모형으로 사용된 비모수적 기법을 사용할 경우 기존의 비용-편익분석과는 달리 두 가지 판단기준의 통합이 가능하며, 또한 규모수익불변과 같은 생산기술에 대한 제약을 가하지 않으면서도 상대적 효율성의 평가가 가능함이 보여졌다. 분석결과 경제성만을 고려할 경우 대체로 소멸화 시설이 더 효율적인 것으로 평가되나, 환경성까지도 고려할 경우 공공자원화 시설이 가장 효율적인 것으로 나타났다.

그러나 본 연구가 사용한 모형은 향후의 유사한 환경기초시설에 대한 효율성 분석등에 유용하게 사용될 수 있다고 하더라도 본 연구가 도출한 결론은 몇 가지 전제하에서만 의미를 가진다 할 것이다.

첫째, 본 연구는 자료의 제약으로 인해 악취 및 소음과 같은 쓰레기 처리량에 직접 비례하지 않는 오염물질의 배출량만을 사용하여 환경성을 측정하였기 때문에 동일한 배출농도하에서도 처리규모가 상대적으로 큰 공공자원화시설에 유리하도록 평가결과가 나올 수밖에 없는 한계를 가지고 있다. 따라서 음식물쓰레기 처리과정에서 발생하는 폐수나 여타 오염물질로서 처리량과도 비례하는 오염물질 배출량에 관한 자료를 구하여 추가 연구를 진행하는 것이 필요할 것이다.

둘째, 환경성 지수에 대한 정성적인(qualitative) 판단이 필요하다. 직접관능법에 의한 악취감의 경우 보통취기인 2와 극심한 취기인 4 사이에는 수치상에는 큰 차이가 없으나, 환경기준상으로 볼 때는 허용범위내와 허용범위 밖에 각각 존재할 수 있을 정도로 큰 차이일 수 있다. 따라서 이러한 환경지수의 수치가 갖는 정성적인 의미에 대한 판단이 필요하다고 하겠다. 또한 같은 수준의 악취나 소음이라 하더라도 처리시설이 어디에 위치하여 피해를 유발하는 정도가 어느 정도이냐에 따라 악취농도나 소음도에 대한 평가가 달라질 수 있다는 사실도 고려되어야 할 것이다.

셋째, 오염물질의 직접적인 처리비용 외의 본 연구가 고려하지 못하는 여타 사회·경제적 변수가 처리시설의 선택에 미치는 영향을 고려하여야 한다. 공공자원화시설의 경우 대규모 부지가 이용가능하고 음식물 쓰레기의 수거체계가 갖추어진 지역에서만 사용될 수 있다. 반면 감량화시설이나 소멸화시설은 대규

모 설비가 들어서기 어려운 공동주택이나 사업장 등에 우선적으로 사용되어야 할 것이다. 따라서 음식물쓰레기 처리유형을 실제로 선택하는 데 있어서는 처리 시설 자체의 비용이나 환경성 외에도 주변여건이나 수거체계의 확보여부 등과 같은 보다 다양한 변수들이 감안되어야 할 것이다.

◎ 참고 문헌 ◎

1. 경기도, 『음식물쓰레기 자원화시스템에 관한 경제적 타당성 분석』, 1999.
2. 김광임, 『폐기물의 효율적 관리를 위한 경제적 수단 도입방안 연구』, 한국환경기술 개발원, 1994.
3. _____, 『폐기물매립장의 경제적 가치 측정 연구』, 한국자원재생공사, 1995.
4. 김광임·최상기, 『음식물쓰레기 처리방법별 기술 및 비용편익 연구』, 한국환경정책·평가연구원, 1997.
5. 김남천, 『지방자치단체의 남은 음식물 사료화 공법(II)』, 서울보건대, 2000.
6. 이정임·김중찬·박익범·권오상·이원영, 『폐기물 소각방식의 비교분석 및 경기도 적용에 관한 연구』, 경기개발연구원·경기도보건환경연구원, 1999.
7. 이정임·최우진·임동순·이원영, 『음식물쓰레기 감량화기 적정성 분석』, 경기도, 2000.
8. Afriat, S., "Efficiency Estimation of Production Functions," *International Economic Review* 13, 1972, pp. 568~598.
9. Braden, B. and C. D. Kolstad (eds.), *Measuring the Demand for Environmental Quality*, Amsterdam, North-Holland, 1991.
10. Caves, D. W., Christensen, L. R. and W. E. Diewert, "Multilateral Comparisons of Output, Input, and Productivity Using Superlative Index Numbers," *Economic Journal* 92, 1982a, pp. 73~86.
11. _____, "The Economic Theory of Index Numbers and the Measurement of Input, Output, and Productivity," *Econometrica* 50, 1982b, pp. 1393~1414.

12. Coggins, J. S. and J. R. Swinton, "The Price of Pollution: A Dual Approach to Valuing SO₂ Allowances," *Journal of Environmental Economics and Management* 30, 1996, pp. 58~72.
13. Färe, R., *Fundamentals of Production Theory*, Berlin, Springer-Verlag, 1988.
14. _____, Grosskopf, S. and C. A. K. Lovell, *Production Frontiers*, Cambridge, Cambridge University Press, 1994.
15. _____, Grosskopf, S., Lovell, C. A. K. and C. Pasurka, "Multilateral Productivity Comparisons When Some Outputs are Undesirable: A Nonparametric Approach," *The Review of Economics and Statistics*, 90-98, 1989.
16. _____, Grosskopf, S., Lovell C. A. K. and S. Yaisawarng, "Derivation of Shadow Prices for Undesirable Outputs: A Distance Function Approach," *The Review of Economics and Statistics* 75, 1993, pp. 374~380.
17. Freeman, A. M. III., *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*, Washington D. C., Resources for the Future, 1993.
18. Kwon, Oh Sang and Won-Cheol Yun, "Estimation of the Marginal Abatement Costs of Airborne Pollutants in Korea's Power Generation Sector," *Energy Economics* 21, 1999, pp. 545~588.
19. Pittman, R. W., "Multilateral Productivity Comparison with Undesirable Outputs," *Economic Journal* 93, 1983, pp. 883~891.

ABSTRACT

Relative Efficiencies of Food Waste Treatment Facilities:
A Nonparametric Approach

Oh Sang Kwon · Dae Hee Kang · Jeong-Im Lee · Dongsoon Lim

This study analyzes the relative efficiencies of three types of non-landfill treatment of food wastes; recycling to fertilizers or animal feeds, reducing the size of food wastes, and fermentation of food wastes. Unlike previous studies our study incorporates not only usual inputs and outputs but also emissions of pollutants such as odor and noise generated by the treatment facilities into the analysis. A nonparametric method suggested by Färe *et al.* (1989) has been used to estimate the relative efficiencies of facilities incorporating emission of pollutants. The results show that recycling is more efficient than the other two treatment methods. It is also shown that the usual models that do not incorporate the environmental aspects of the treatment facilities derive a biased conclusion on the relative efficiencies.